

Indikatorer for landskabsændringer

Analyser af komplekse landskabsændringer på baggrund af RUCs småbiotopundersøgelser

Brandt, Jesper; Levin, Gregor Philipp

Publication date:
2006

Document Version
Tidlig version også kaldet pre-print

Citation for published version (APA):
Brandt, J., & Levin, G. P. (2006). *Indikatorer for landskabsændringer: Analyser af komplekse landskabsændringer på baggrund af RUCs småbiotopundersøgelser*. (s. 1-71). Roskilde Universitet.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain.
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal.

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact rucforsk@ruc.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Rapport i henhold til Samarbejdskontrakt mellem Roskilde
Universitetscenter og Skov- og Naturstyrelsen

INDIKATORER FOR LANDSKABSÆNDRINGER

Analyser af komplekse landskabsændringer på baggrund af RUCs
småbiotopundersøgelser

Gregor Levin og Jesper Brandt

- med bidrag fra Martin Olsen og Esbern Holmes

Dept. of Environmental, Social and Spatial Change (ENSPAC)
Roskilde Universitetscenter

December 2006

Forord

Denne rapport er udarbejdet gennem et samarbejde mellem Skov- og Naturstyrelsen, DMU og Roskilde Universitetscenter med henblik på at udvikle indikatorer for arealudviklingen i det åbne land baseret på RUCs småbiotopundersøgelser.

Roskilde Universitetscenter har siden slutningen af 1970'erne arbejdet med kvantitative registreringer af ændringer i udviklingen af agerlandets småbiotoper, samt med årsager til og konsekvenser af denne udvikling.

Småbiotoperne hører til de mest labile elementer i landskabet, og de kan derfor betragtes som følsomme indikatorer for udviklingen i det åbne land. Således viser resultater af småbiotopovervågningen (Holmes, Brandt et al. 1998; Brandt, Holmes et al. 2001), at der indtrådte nogle ganske markante ændringer i småbiotopudviklingen i løbet af 1980'erne, idet den kraftige reduktion i agerlandets småbiotopindhold, der kunne observeres i tilknytning til landbrugets industrialisering om gennem 60'erne og 70'erne syntes at blive afløst af en vis stabilisering, som dog dækkede over øgede regionale og lokale forskelle i udviklingstrækkene, knyttet til stadig større variation i anvendelsen af det åbne land til mange forskellige formål.

Det er netop i forbindelse med arealændringer vigtigt at holde sig for øje, at disse foregår samtidigt i meget forskellig skala, knyttet til de meget forskellige skalaer som de rumlige processer, der øver indflydelse på arealanvendelsen og arealdækket udfolder sig i.

En stor del af de indikatorer, der opereres med i denne rapport, tager deres udgangspunkt i de ændringer i type og areal, der kan knyttes til de enkelte landskabselementer, der i småbiotopdatabasen omfatter arealer helt ned til 10 m². Men selv små landskabselementer kan være meget heterogene i deres opbygning, og en ikke uvæsentlig del af deres karaktertræk af betydning for f.eks. deres økologiske funktionalitet, knytter sig til deres interne arealmæssige struktur og ændringerne i denne opbygning. Dette registreres i småbiotopdatabasen på 'subniveau' gennem såkaldte tessera-oplysninger, dvs. oplysninger om den %-vise fordeling af nogle hovedarealtyper som vedvegetation, urtevegetation, åbent vand, sivvegetation eller befæstet areal. Således har det generelt kunnet konstateres, at småbiotoperne i de seneste år generelt er blevet præget af en øget vedvegetationsprocent, altså en øget tilvoksning af arealerne, også hvor der i øvrigt kan konstateres en øget intensivering af markdriften, f.eks. i form af en øget markstørrelse i landbruget. Dette kan både knytte sig til en formindsket pleje af de ikke-landbrugsmæssige arealer, eller til en systematisk inddragelse af arealerne til ikke-landbrugsmæssige formål, f.eks. jagt. Selv om denne detaljerede analyse af arealudviklingen på landskabselementniveau har været systematisk indføjet i småbiotopmonitoringen især siden 1996, har det dog ikke været muligt at inddrage denne i en empirisk afprøvning af indikatorer for perioden frem til 2001 på grund af de registreringsmæssige begrænsninger, der har ligget i den flyfotobaserede registrering for 2001, der indgår i denne undersøgelse. Samtidig må den arealudvikling, der knytter sig til det åbne land, også forbindes med overordnede regionale tendenser, f.eks. regionalt varierende påvirkninger fra urbanisering og andre ikke-landbrugsmæssige arealanvendelsesfunktioner. Derfor bør

den detaljerede overvågning af arealudviklingen i det åbne land på det nationale plan suppleres med overvågning i en mere overordnet skala, som det f.eks. gøres i CORINE land cover registreringerne, hvorved det bliver muligt at sætte den detaljerede landskabsudvikling ind i en bredere sammenlignende ramme.

Perspektiverne heri vil øges, såfremt de detaljerede overvågninger på det nationale plan koordineres, således at der også på europæisk plan muliggøres både en direkte sammenlignelighed i den detaljerede udvikling og en sammenlignelighed via den europæiske ramme for regionale udviklingstræk, der f.eks. kan udledes af CORINE land cover registreringerne. Mulighederne i en sådan kobling til det regionale niveau er taget op i kapitel 14 i denne rapport.

Roskilde, d. 22 december 2006

Indholdsfortegnelse

Forord

Indholdsfortegnelse

1. Indledning
2. Hvad er landskabsændringer?
3. Arealklassifikation for analyserne
4. Arealudviklingen fra ca. 1900-2001
5. Netto-udviklingen fra 1981-2001
6. Netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer 1991-2001
7. Analyser af ændringsforløb 1991-2001
8. Ændringer i arealprocent med vedvegetation
9. Ændringer i biotopstrukturen i forhold til markstrukturen
10. Shape-index
11. Euklidisk afstand
12. Proximity-index
13. Heterogenitet og diversitet
14. Tilknytning til CORINE-kortlægningen og ændringerne heri 1991-2000

1. Indledning

En landskabsindikator kan defineres som et kvantitativt mål for landskabets arealdække, dets rumlige struktur og ændringer i disse. Nogle indikatorer, for eksempel arealprocenten for en bestemt arealklasse, kan være meget enkle, andre, for eksempel indikatorer for rumlig sammenhæng, er baseret på en række forskellige mål og derfor langt mere komplekse. Indikatorer kan dels inddeles i forhold til det rumlige niveau de bliver beregnet på, dels i forhold til hvilke mål der danner baggrund for beregningen. Indikatorer kan beregnes for det enkelte element eller areal, for en arealklasse eller for landskabet.

Faktisk beregnes de fleste indikatorer for det enkelte landskabselement, men bliver så aggregeret for arealklasser. For eksempel er arealprocenten for en arealklasse summen af arealprocenten af alle elementer af samme klasse. Indikatorer for heterogenitet og diversitet beregnes som regel kun for landskabsniveauet. I forhold til formålet kan der tages stilling til, hvilken klassifikation man anvender til beregningen, for eksempel om man vil inddele udyrkede arealer i brak, moser, græs osv. eller bare bruger en inddeling i omdrift og udenfor omdrift. Men fordi mål for heterogenitet og diversitet er baseret på forholdet og beliggenheden mellem forskellige arealklasser, kan disse indikatorer kun beregnes for hele landskaber eller undersøgelsesområder.

De forskellige indikatorer kan dog også klassificeres i forhold til de mål, som danner basis for indikator-beregningen. De simpleste mål er selve antallet og arealet af elementer. Disse kan så bruges til en beregning af tæthed eller arealprocent, og i et udviklingsperspektiv danner de også basis for opgørelser af netto-ændringer, f.eks. hvordan hegnstætheden har ændret sig i et område indenfor en vis periode. Sådanne indikatorer indgår i de beskrivelser af arealudviklingen i det åbne land, som er præsenteret i kap. 4 og 5.

Hvis arealdata har en rumlig reference, dvs. hvis de er rumligt afgrænsede, kan man lave analyser af hvad der forandrer sig til hvad og derved se på konkrete udviklingsforløb og på relative ændringer, for eksempel om en stigning på 5% i tætheden af hegn indenfor en periode skyldes, at der er kommet 5% nye hegn til, eller om der måske faktisk er kommet 10% nye hegn til, mens 5% andre hegn er blevet nedlagt. Det kan så også undersøges, om det er på bestemte arealer at hegn er blevet nedlagt eller plantet. Findes der en rumlig reference er der altså mulighed for at studere stabilitet vs. dynamik i rum og tid. Indikatorer til belysning af stabilitet og dynamik i landskabet er benyttet i kap. 6 og 7.

Ofte er den mere detaljerede arealstruktur i et landskab stærkt præget af de kræfter, der styrer udviklingen i de dominerende arealtyper, *matricen*. Derfor er indikatorer, der kan knytte f.eks. vedvegetations- og skovudvikling, samt biotopstruktur og strukturudvikling i omdriftsarealernes sammensætning, vigtige. Dette belyses i kap. 8 og 9.

En anden gruppe af indikatorer beregnes på basis af kombinationer af forskellige mål. For eksempel kan man beregne en relativ enkel indikator for et elements rumlige kompleksitet, ved at se på forholdet mellem elementets omfang og dets areal. Andre

indikatorer baserer sig på beliggenheden af forskellige arealer i forhold til hinanden. En sådan indikator er den euklidiske afstand fra et element til det nærmeste element af samme arealklasse. Proximity indikatoren er et eksempel på en indikator som kombinerer mål for afstand med mål for areal. Nogle klassiske landskabsindikatorer for diversitet og heterogenitet beregnet på basis af forholdet mellem forskellige arealklasser i rummet. Disse mere komplekse overordnede indikatorer på landskabsniveau er præsenteret i kap. 10-13.

For at kunne knytte information omkring den detaljerede landskabsudvikling til mere overordnede regionale kortlægninger af arealudviklingen er i kapitel 14 den detaljerede landskabsudvikling fra 1991 til 2001 indenfor 12 af småbiotopovervågningens områder i det østlige Danmark blevet sammenlignet med den landskabsstruktur og udvikling, der kan uddrages af CORINE land cover kortlægning indenfor de samme områder.

2. Hvad er en landskabsændring?

Opgørelse af landskabsændringer er både formålsbestemt, knyttet til de registreringsmetoder og datatyper, der er til rådighed, og præget af det videnskabssyn, der ligger til grund for registreringerne og den måde data er organiseret på.

Det gælder også de landskabsændringer, der kan registreres i tilknytning til RUCs småbiotopprojekt, og den database for overvågning af landskabsudviklingen i det åbne land, der har udviklet sig i forlængelse heraf. De typer af landskabsændringer, der kan registreres på grundlag af småbiotopprojektets landskabsregistreringer er i høj grad blevet præget af:

- 1) de skiftende formål, der historisk har knyttet sig til projektet (f.eks. småbiotopernes skæbne under landbrugets industrialisering, deres spredningsøkologiske betydning, småbiotoperne som indikatorer for ændringer i intensiteten i arealanvendelsen, eller småbiotopernes status i den multifunktionelle anvendelse af agerlandet);
- 2) de datatyper, der har været til rådighed på forskellige tidspunkter (kortblade, flyfotos, feltregistreringer, og interviews), samt
- 3) den struktur og organisering, der har knyttet sig til landskabsdatabasens opbygning og anvendelighed (med en stadigt stigende anvendelse af GIS-teknologi, efterhånden som det blev muligt).

Selv om både landskabers struktur og forandring har knyttet mange kvalitative træk til sig, som i nogen grad også er søgt indarbejdet i småbiotopprojektets database (bl.a. i tilknytning til hele interview-siden) er kernen i registreringerne tæt knyttet til kvantitative registreringer, både af landskabselementernes type og interne arealstruktur, samt deres form og udbredelse, og elementernes indbyrdes beliggenhed og rumlige tilknytning til den samlede landskabsstruktur.

Men de skiftende formål, datakilder og analysemuligheder sætter selv sagt begrænsninger for den konsistens, man kan forvente ved en kvantitativ registrering af struktur og udvikling i landskabet. Det gælder ikke blot når man arbejder detaljeret med emnet, men også når det gælder de mere overordnede udviklingstræk, som det f.eks. vil fremgå i gennemgangen af de mere langsigtede overordnede udviklingstræk i kap. 4.

Udgangspunktet for analyser af ændringer i landskabet vil ofte være analyser på landskabselementniveau (dvs. ikke hele landskabet, men de enkelte sammenhængende arealer, som landskabet er sammensat af), knyttet til erkendelsen af, at landskabselementernes karakter, størrelse, form og udbredelse er afgørende for mange aspekter af landskabets mere overordnede struktur og funktionalitet, ikke mindst i et biodiversitetsperspektiv.

I almindelighed vil ændringer på landskabselementniveau opfattes som ændringer i antallet eller arealet af elementer, der har fået registreret forskellig landskabstype ved to på hinanden efterfølgende registreringer, på det generaliseringsniveau, som ændringerne betragtes i forhold til. F.eks. et omdriftsareal, der 5 år senere bliver registreret som

brakareal, og dernæst 5 år senere igen viser sig som skov. Men i princippet kan en ændring på elementniveau opfattes som en registrering af en forskel i blot én vilkårlig parameter (herunder i elementets rumlige afgrænsning) med tilknytning til en registrering af et element på to forskellige tidspunkter.

Forholdet mellem ændringer i enkelte parametre og ændringer i selve typificeringen af landskabselementer knytter sig i høj grad til nogle mere eller mindre klare typedefinitioner.

Lad os forestille os et areal, der fra 1991 til 1996 er overgået fra landbrugsareal i rotation til brak. I de følgende år gror brakarealet efterhånden til med bævreasp, så der ved efterfølgende jævnlige monitoringer kan konstateres en forøgelse af vedvegetationsarealet indenfor arealet fra 0% i 1996 over 8% i 2001, 20 % i 2007 til 60% i 2013. Ændringer i arealet af vedvegetation, samt ændringer i antal eller areal af landskabselementer med ændret vedvegetation kan ret detaljeret registreres fra 1996 til 2001 gennem de såkaldte tessera-analyser (%-angivelser af arealtyper indenfor heterogene landskabselementer, se nedenfor). Opfattes ændringer som primært knyttet til ændring i elementtypen på et detaljeret niveau, vil elementet indenfor den nuværende terminologi knyttet til småbiotopprojektets database bliver opfattet som stabilt tørt græsareal (Type: URT) i en kort periode fra 1996 til 2001, hvorefter det vil ændres til åben vedvegetation i 2007 (type ÅBE, der betegner tørre arealer med mellem 10% og 50% vedvegetation) og videre til løvskovsvegetation (Type LØV, dvs. 50% vedvegetation, heraf over 90% vedvegetation) i 2013. På et mere generaliseret niveau vil ændringen betragtes som en periode med omdriftsarealer frem til 1991, derefter en periode med græs uden for omdrift (Type UGR) fra 1996 og frem til og med 2007, hvorefter det ændres til Skov (SKO) i 2012.

Typestrukturen og dens mere eller mindre hierarkiske opbygning er således central for forståelsen af registrering af landskabs- og arealændringer.

En hierarkisk struktur er vigtig for at kunne generalisere resultater, for at kunne sammenligne analyser foretaget på forskelligt datagrundlag (f.eks. feltbaserede og flyfotobaserede) og for at kunne kombinere detaljerede analyser med bredere analyser i tid og rum (som f.eks. ved anvendelse af nyere og ældre kortblade).

Men set ud fra et arealsynspunkt kan en hierarkisk struktur også være problematisk, fordi typificeringen af et hvert landskabselement ikke blot knytter sig til graden af en ensartet arealstruktur (homogenitet) indenfor elementet, men i ligeså høj grad den funktionelle struktur, der knytter elementet sammen til en enhed, ofte netop i kraft af, eller på trods af en arealmæssig heterogenitet indenfor elementet. I mange sammenhænge er endda netop selve afgrænsningen af elementet knyttet til denne (ikke altid synlige) funktionalitet.

Et ganske typisk eksempel på udviklingen af et funktionelt sammenbundet landskabskompleks over en 30års periode omkring den industrielle landbrugsintensivering og en efterfølgende mere ekstensiv udvikling er vist nedenfor:

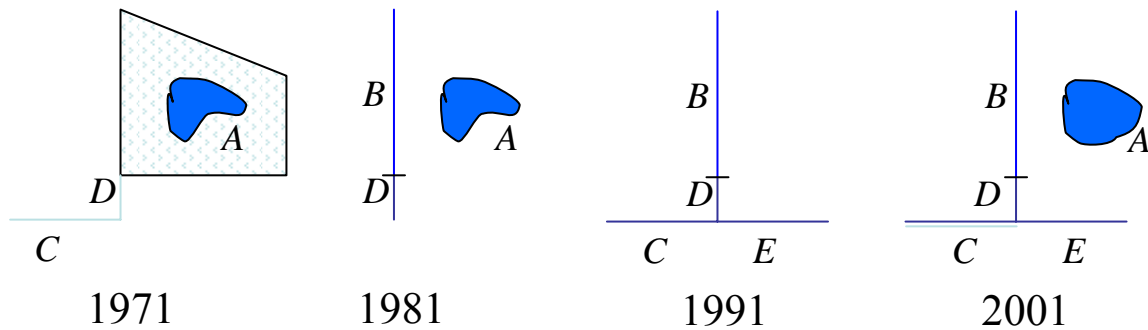


Fig. 1. Et typisk udviklingsforløb af et funktionelt sammenhængende landskabskompleks, der på et niveau kan opfattes som et samlet typisk udviklingsforløb, og på et andet niveau som en række forskellige mere eller mindre typiske udviklingsforløb.

En mose i forbindelse med hvilken, der også befinder sig nogle hegn i 1971, er 10 år senere blevet drænet gennem anlæggelsen af en grøft, hvorved det egentlige moseareal er tørlagt og inddraget i omdriftsarealerne, mens det åbne vand står tilbage som en lille sø i agerlandet og de tidligere hegn er blevet sløjfet. I 1991 er der lagt yderligere grøfter til, hvorved også søen har kunnet drænes bort. I 2001 er der blevet ekstensiveret, idet der er anlagt en sø på det formentligt laveste areal, måske for derigennem at sikre bedre dræning af de omliggende arealer, måske af jagtmæssige årsager.

På et overordnet niveau er det en moses skæbne eller ændring, der er beskrevet: Den er fjernet og blevet erstattet af en lille sø. Men set retrospektivt, kan det også beskrives som mange forskellige ændringer i landskabet:

	1971	1981	1991	2001
Skæbne A	mose	sø	(matrix)	sø
Skæbne B	mose	grøft	grøft	grøft
Skæbne C	hegn	(matrix)	grøft	grøft
Skæbne D	hegn	grøft	grøft	grøft
Skæbne E	(matrix)	(matrix)	grøft	grøft

Figur 1b. Forløbet af de enkelte elements skæbne i den historiske udvikling af moseområdet i figur 1a. Matrix henviser til et opdyrket areal.

Her er beskrevet 5 forskellige slags 'grundelementskæbner', idet grundelementerne er ikke-opdyrkede arealer, der er omgivet af opdyrkede arealer (= matrix). I nogen sammenhænge vil det være af interesse, at kunne beskrive landskabsudviklingen på dette niveau, i andre sammenhænge vil en forståelse på det mere overordnede funktionelle niveau være at foretrække.

Vi har altså på den ene side behov for at kunne skildre funktionelt afgrænsede landskabsenheder, på den anden side også behov for, at kunne beskrive heterogeniteten inden for sådanne enheder. Og denne går i virkeligheden meget langt ned: Grøften er f.eks. altid heterogen, med en (våd) bund, to skrænter og to bræmmer ud mod de omgivende arealer.

Landskabselementernes heterogenitet: tessera-angivelser

Det er lidt af et paradoks indenfor metodikken i overvågning af kulturlandskabet, at der tydeligvis er en generel tendens til, at landskabselementernes homogenitet stiger med deres størrelse: Altså, store arealer er generelt meget homogene, mens små arealer ofte er meget heterogene i deres arealstruktur. Man skal imidlertid være opmærksom på, at denne opfattelse i høj grad knytter sig til den funktionelle kontekst som overvågningen ses i, og som generelt flytter fokus fra landbrugsarealerne til ikke-landbrugsarealerne. Opfattelsen af landskabsheterogenitet knytter sig fundamentalt set til en funktionel enheds-opfattelse af landskabselementerne som landskabskomplekser, og måske netop især de mindre, som dels har haft vores særlige bevågenhed, dels af skalamæssige grunde har været svære at registrere ud fra et arealhomogenitetsprincip: F.eks. registreres randzonen af en dyrket mark – typisk skellet eller hegnet – ikke som en del af marken, selv om denne i sin natur netop må være konkret afgrænset (og det kan spille en funktionel rolle for marken, f.eks. mikroklimatisk eller for risikoen for kontaminering), mens en sø registreres inklusiv de omkringliggende vegetationstyper, typisk indtil grænsen mod omkringliggende markområder. Afgrænsningen af landskabselementer som homogene enheder eller landskabskomplekser er således kontekstafhængig, bl.a. knyttet til den matrix, som de indgår i.

For at kunne holde styr på den arealmæssige udvikling indenfor landskabselementernes heterogenitet, er der i forbindelse med småbiotopprojektet udviklet en såkaldt 'tesseraregistrering' (efter Forman and Godron 1986), hvorved der indenfor et afgrænset element kan anføres den areelle %-fordeling (i forhold til det samlede grundareal af elementet, målt ved jordoverfladen) af

% befæstet areal, målt ved jordoverfladen

% vedvegetationsareal, målt i sin største udbredelse, dvs. set fra oven

% urtevegetationsareal, målt ved jordoverfladen

% rørsump-areal, målt ved vand- eller jordoverfladen

% areal med frit vand, målt ved overfladen

Registreringsreglen betyder, at for landskabselementer, der ikke indeholder vedvegetation, vil summen af arealprocenterne skulle blive 100%, hvorimod procenten vil være ≥ 100 , hvis der indgår vedvegetation.

Procentangivelserne kan ikke blot anvendes ved beskrivelsen af elementernes arealheterogenitet, men (i hvert fald i nogen grad) også ved definitionen af de forskellige landskabselementtyper, og dermed som kriterium for landskabsændringer på elementtypeniveau.

Tesseraangivelsen er knyttet til en økologisk orienteret feltregistreringsmetodik. Den opdatering af småbiotopdatabasen, der er foretaget for 2001 i forbindelse med dette projekt, er imidlertid helt overvejende gennemført på grundlag af flyfotos fra dette år. I

forbindelse med flyfototolkning er det imidlertid kun i stærkt begrænset omfang muligt at foretage en registrering af ændringer i de angivne tessera, især for de små landskabselementers vedkommende. Det skyldes især, at et trædække ofte vil dække over de øvrige tesserakategorier, f.eks. åbent vand. Da netop fugtighedsforholdene kan være afgørende for den overordnede typificering af landskabselementet, har det gjort det nødvendigt at udvikle en særlig typificering knyttet til den flyfotobaserede registrering. Dette vil blive taget op i det følgende kapitel.

3. Arealklassifikationen og områdevalg for analyserne

Klassifikationen og afgrænsningen af de enkelte landskabselementer i småbiotopsdatabasen er primært baseret på en vurdering af fysiografiske karakteristika, såsom vegetationstyper og deres dækningsgrad, overfladebeskaffenhed, fugtighed og dækningsgrad med åbent vand samt hvorvidt elementet er beliggende over eller under højdeniveauet for de omkringliggende arealer. Ud over de fysiografiske karakteristika bygger klassifikationen især for landbrugs-, og urbane arealer på en vurdering af funktion. For eksempel er klassificeringen af brak i 1991 og 2001 baseret på arealets landbrugsmæssige funktion.

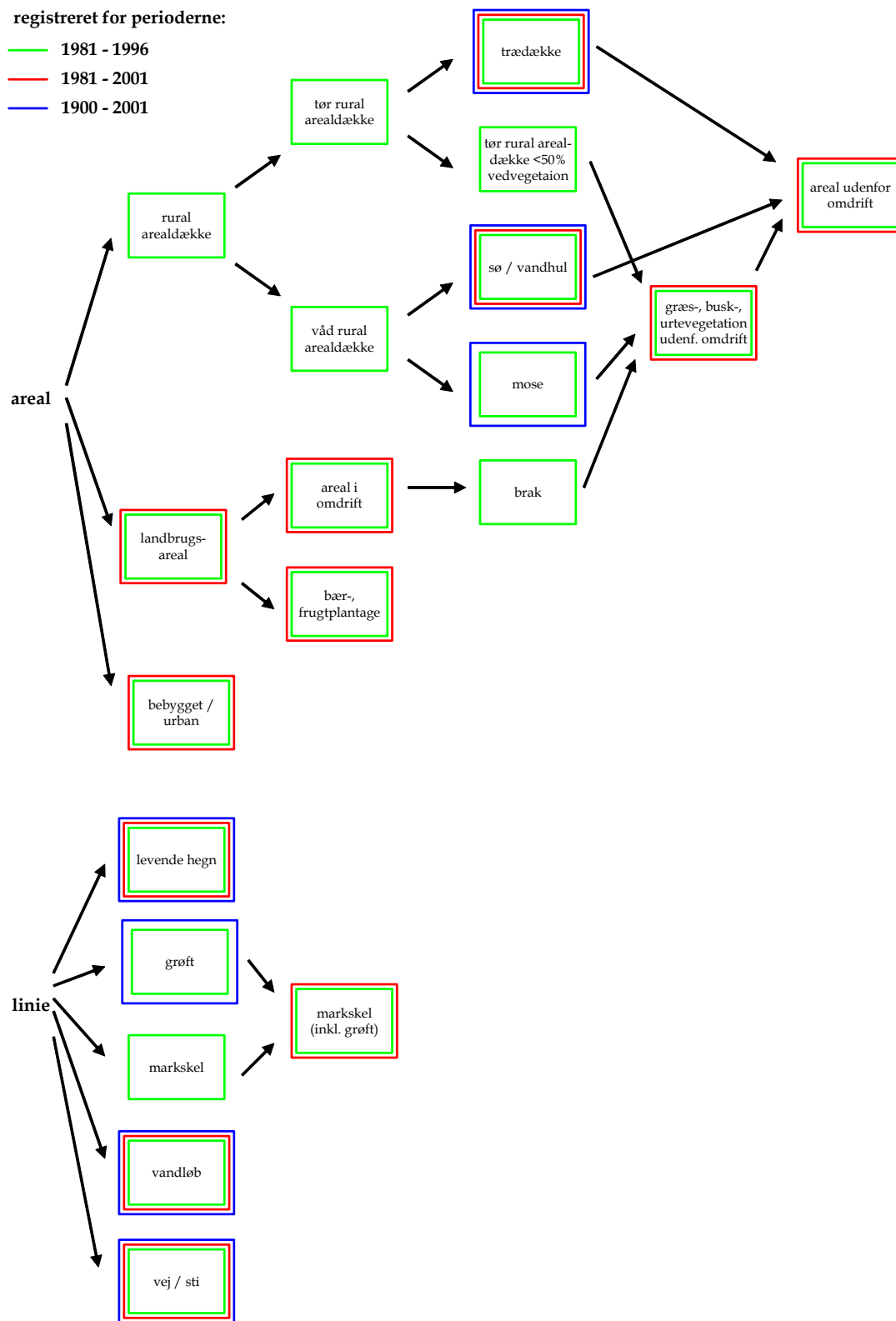
I alt er der over 60 forskellige arealklasser. For analyserne som præsenteres i det næste kapitel er disse klasser blevet generaliseret til i alt 20 klasser. Generaliseringen tager dels udgangspunkt i hvad der er relevant / interessant at analysere, dels i, hvilke arealklasser der er konsistente, dvs. er blevet registreret på samme måde i de forskellige tidsperioder, som analyserne er baseret på.

Generelt har det været ønsket at bruge de nyeste data i analyserne, dvs. data op til 2001. Imidlertid er registreringen for 2001 baseret på flyfotos. På baggrund af flyfotos er det ikke muligt at opnå den samme detaljeringsgrad for klassifikationen, som det er muligt ved feltregistreringer. Derfor indeholder analyserne for perioden fra 1981 – 2001 kun 12 forskellige klasser. For eksempel er det på baggrund af flyfotos ikke muligt at skille mose eller brak ud fra andre arealer udenfor omdrift. Derfor indgår mose og brak i den arealklasse som hedder græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift.

For de klasser som det ikke er muligt at skille ud i 2001, men hvis udviklingstræk det alligevel er vurderet som relevant at se på, er der blevet lavet analyser for perioden fra 1981 op til 1996. Brak er blevet registreret i 1991 og 1996 og er derfor kun blevet analyseret for denne periode. Endeligt er analyserne for perioden fra omkring år 1900 til 2001 baseret på 7 klasser som er blevet registreret gennem hele perioden.

Figur 2 viser hvordan de enkelte arealklasser er relateret til hinanden. For eksempel kan ruralt arealdække deles op i tørt og vådt ruralt arealdække. Tørt ruralt arealdække kan igen blive delt op i arealer med >50% vedvegetation – og bliver derved klassificeret som trædække og i arealer <50% vedvegetation. Tørre rurale arealer med <50% vedvegetation indgår sammen med andre arealklasser i græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift, som sammen med trædække indgår i klassen areal udenfor omdrift. Farverne i omkring arealklasserne angiver for hvilke af analyseperioderne de enkelte klasser er blevet registreret. Hvorvidt de enkelte arealklasser er registreret i de enkelte analyseperioder er også angivet i tabel 2.

Figur 2: Relationer mellem de enkelte arealklasser



Tabel 2: arealklassifikationen i forhold til tidsperioderne for analyserne

arealklasse periode	ruralt arealdække	tørt ruralt arealdække	vådt ruralt arealdække	trædække >50% (skov)	tørt ruralt arealdække <50% trædække
1981 – 1996	X	X	X	X	X
1981 – 2001				X	
1900 – 2001				X	

arealklasse periode	mose	sø / vandhul	græs-, busk-, urtevegetation udenfor omdrift	areal udenfor omdrift	landbrugsareal
1981 – 1996	X	X	X (uden brak)	X (uden brak)	X (indtil 1991 med brak)
1981 – 2001		X	X (fra 1991 med brak)	X (fra 1991 med brak)	X (indtil 1991 med brak)
1900 – 2001	X (ikke 2001)	X			

arealklasse periode	areal i omdrift	bær-, frugtplantage	brak	bebygget / urban	levende hegn
1981 – 1996	X (indtil 1991 med brak)	X	X (kun 1991 og 1996)	X	X
1981 – 2001	X (indtil 1991 med brak)	X		X	X
1900 – 2001					X

arealklasse periode	grøft	markskel	markskel inkl. grøft	vandløb	vej / sti
1981 – 1996	X	X	X	X	X
1981 – 2001			X	X	X
1900 – 2001	X (ikke 2001)			X	X

Rumlig afgrænsning af arealklasserne

Mindstestørrelsen for registrering af et landskabselement er 10 m². Afhængigt af dets rumlige struktur er hvert landskabselement digitaliseret som enten areal eller linie. Kriteriet for at et element bliver registreret og digitaliseret som linie er en bredde fra 0,1 til 10 meter, en længde på mindst 10 meter og at det er mindst 5 gange så langt som bredt. Korte hegnstumper betragtes dog som linieformede, selv om de ikke opfylder længde og længde / bredde forholdet, hvis blot de består af en enkel række træer. For alle elementer, som er registreret som areal, er der angivet et areal. For liner er der angivet en længde og en bredde. På baggrund af længde og bredde kan liniens areal beregnes. Bredden på en linie er - også for hegn - registreret ved jordoverfladen. Registreringen af liniers bredde blev dog ikke gennemført i 1986 og kun for nye linieformede biotoper i

2001. Derfor er alle analyser i denne rapport baseret udelukkende på linieelementers længde. Det er dog muligt med en vis usikkerhed at råde bod på manglende breddeangivelser gennem ekstrapolation, hvilket bl.a. kan være af stor interesse ved udregning af tendenser i de ikke-landbrugsmæssige arealers fordeling på hhv. linieformede og areelle landskabselementer. Af tekniske og tidsmæssige årsager har det dog ikke været muligt at medtage sådanne beregninger i denne rapport. Arealkortene er områdedækkende. Så vidt linier er beliggende langs grænsen mellem to polygoner, er linerne digitaliseret direkte på denne grænse. Linier, som ligger ved siden af hinanden (f.eks. et hegn langs en vej) eller ovenpå hinanden (f.eks. et hegn over en grøft) er også digitaliseret ovenpå hinanden.

De enkelte arealklasser

I det følgende beskrives alle arealklasser, som er blevet anvendt i analyserne i denne rapport, der i høj grad er præget af den nødvendige tilpasning af klassifikationen til ønsket om at kunne føre udviklingen frem til 2001 ved hjælp af flyfototolkning.

Ruralt arealdække er alle arealer som ikke er i omdrift, altså hverken afgrøde, græs i omdrift eller brak, og som ikke indgår i befæstede arealer (urban, bebyggelse) eller i bær- og frugtplantager. Ruralt arealdække kan således betragtes som en samlet klasse for areelle biotoper udenfor omdrift. Ruralt arealdække er registreret fra 1981 til 1996. Idet det på baggrund af flyfotos ikke er muligt at skelne brak ud fra andre udyrkede arealer er ruralt arealdække ikke registreret for 2001.

Tørt ruralt arealdække er ruralt arealdække, som ikke har permanent tilstedeværelse af højt grundvandsspejl. Idet en konsistent registrering af grundvandsspejl ikke er muligt på baggrund af flyfotos er denne arealklasse kun registreret fra 1981 til 1996.

Vådt ruralt arealdække er ruralt arealdække, som har permanent tilstedeværelse af højt grundvandsspejl. Også denne arealklasse er kun registreret fra 1981 til 1996.

Trædække er tørt rural arealdække med mindst 50% vedvegetation (registreret som udbredelsen ved trækronerne i forhold til landskabselementets registrerede areal ved jordoverfladen). Denne arealklasse kommer nærmest en definition på skov. Våde arealer som f.eks. moser eller vandhuller med >50% vedvegetation indgår ikke i denne arealklasse. Idet det på baggrund af flyfotos generelt er muligt at vurdere arealprocenten med vedvegetation, er denne arealklasse også registreret for 2001. Desuden indgår den i analyserne fra 1900 – 2001. På historiske kort er trædække sat lig med skov.

Tørt ruralt arealdække med under 50% vedvegetation er alle tørre rurale arealer som ikke falder ind under definitionen trædække. Denne klasse er kun registreret fra 1981 til 1996.

Mose er et vådt ruralt areal hvor de enkelte fritstående vandoverflader (vandhuller) ikke er større end 10 m². Ellers ville arealet registreres som sø / vandhul. Mose er registreret for perioden 1981 til 1996 og i de historiske analyser, dog kun op til 1996.

Sø / vandhul er et vådt ruralt areal med en eller flere fritstående vandoverflader på mindst 10 m². Arealer med ved-, busk-, urte- eller græsvegetation samt ubevoksede arealer omkring søen eller vandhullet er registreret som en del af arealet, hvis disse er funktionelt sammenhængende med vandoverfladen. Områder med siv indgår som en del af den fritstående vandoverflade. Idet fritstående vandoverflader på over 10 m² som regel er synlige på flyfotos er denne arealklasse også blevet registreret i 2001. Desuden indgår arealklassen i analyserne tilbage til år 1900.

Græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift er alle arealer som ikke er i omdrift, altså hverken afgrøde, græs i omdrift, og som ikke indgår i befæstede arealer (urban, bebyggelse) eller i bær- og frugtplantager. Brakarealer indgår altså i denne arealklasse fra 1991. Denne arealklasse er blevet lavet, fordi det på baggrund af flyfotos ikke er muligt at skelne brakarealer ud fra andre arealer udenfor omdrift. Desuden indgår der både mose og tørre rurale arealer med vedvegetation under 50%. Klassen er således registreret for hele perioden fra 1981 til 2001. Klassen er fysiografisk meningsfuld, idet brakarealer ofte har en vegetationssammensætning, som ligner andre arealer udenfor omdrift og derved kan være betydningsfulde som habitater.

Arealer udenfor omdrift er alle arealer (inkl. søer / vandhul og trædække) som ikke er i omdrift eller indgår i befæstede arealer (urban, bebyggelse) eller i bær- og frugtplantager. For analyser af perioden fra 1981 til 1996 indgår brak ikke i denne klasse, mens brak indgår i analyser af perioden fra 1991 til 2001. Klassen 'arealer udenfor omdrift' bliver primært brugt i analyser af biotopstruktur.

Landbrugsareal er alle arealer, som enten er afgrøde, græs i omdrift eller bær- og frugtplantager. Idet brak ikke er blevet registreret særskilt før 1991 indgår brak i denne klasse indtil 1991.

Areal i omdrift er landbrugsarealer men uden bær- og frugtplantager. Som for landbrugsarealer indgår brak i denne klasse indtil 1991. Idet enkelte marker først fra 1991 er blevet afgrænset særskilt, baserer analyser af markstruktur sig på perioden fra 1991 til 2001. Markgrænser er således alle liner der deler to arealer i omdrift.

Bær- og frugtplantager er arealer med tydelige tegn på plantager, typisk som lige rækker af buske / træer med ens afstand mellem rækkerne. Arealklassen er registreret for hele perioden fra 1981 til 2001.

Brak er arealer indenfor landbrugsproduktionen, som er braklagte. Braklagte arealer er kun blevet registreret særskilt i 1991 og i 1996. Før 1991 indgår brak i arealer i omdrift og i 2001 indgår brak i græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift.

Bebygget / urban er enkeltgårdsbebyggelser samt tilknyttede produktionsarealer og haver og alle arealer som har en urban funktion, såsom landsbyer, bymæssig bebyggelse, fællesarealer, veje indenfor urbane områder eller parkeringspladser. Bebyggede / urbane arealer er registreret for hele perioden fra 1981 til 2001.

Levende hegn er linieelementer, som indenfor ethvert 20 meters interval har en vedvegetationsprocent på mindst 50%. Levende hegn er registreret for hele perioden fra 1981 til 2001. I de historiske analyser fra 1900 til 2001 indgår trærækker i denne klasse. Trærækker er defineret som spredte, i princippet ækvidistant placerede træer i rabatter eller skel. På ældre kortblade dækker signaturen 'trærække' dog også over stærkt 'hullede hegn' eller skel med spredt stående træer.

Grøfter er ret forløbende linieelementer under 1,5 meters bredde bundniveau og et gennemsnitligt niveau lavere end 0,25 meter under omkringliggende arealer. Det er ikke muligt at afgøre niveauforskelle på baggrund af flyfotos. Derfor er grøfter kun registreret fra 1981 – 1996. I perioden fra 1981 til 2001 er grøfter registreret som en del af markskel, såfremt de ikke ligger langs med veje / stier eller under et hegn.

Markskel er linieformede elementer med mindre end 50% vedvegetation. På baggrund af flyfotos er det ofte ikke muligt at skelne et markskel fra en grøft. Derfor er grøfter, som ikke ligger langs med veje eller under et hegn, og altså selvstændigt skiller arealer, taget med under kategorien markskel for perioden fra 1981 til 2001.

Vandløb er vandførende linieelementer med en bredde over 1,5 meter (målt ved vandoverfladen). Vandløb er registreret for hele perioden fra 1981 til 2001 og for analyserne tilbage til år 1900.

Vej / sti er befæstede og ubefæstede veje og stier (inkl. cykel- gangstier) med evt. tilhørende rabatter. Veje og stier er registreret for hele perioden fra 1981 til 2001 og for analyserne tilbage til år 1900.

Områdevalg for analyserne

RUCs småbiotopdatabase omfatter 32 4 km² store feltregistreringsråder, med varierende tidsmæssig dækning af registreringer. I 1981 blev der gennemført en omfattende registrering i 13 østdanske områder (omr. 1-13), heraf 5 områder, hvor der yderligere blev foretaget historiske registreringer af småbiotoper tilbage til sidste halvdel af 1800-tallet, på grundlag af flyfotos og kortblade (omr. 2,9,10, 12 og 13). Disse områder blev suppleret med yderligere 13 områder i Østjylland og på Bornholm (omr. 14-26) i en ret summarisk registrering af længden af linieformede og antallet og arealet af arelle biotoper i 1986. I 1991 opnåedes en repræsentativ landsomfattende detaljeret småbiotopkortlægning gennem inddragelsen af yderligere 6 vestjyske områder (område 27-32). Registreringen blev gentaget i samme områder i 1996, i forbindelse med hvilken det tidligere materiale tilbage til 1981 blev kontrolleret og om nødvendigt korrigeret (primært på basis af flyfotos og de oprindelige feltregistreringsskemaer). I forbindelse med nærværende undersøgelse er de 13 øst-danske områder (omr. 1-13) blevet opdateret til 2001 ved hjælp af flyfotos fra en overflyvning af alle områder i 2001. For 5 af disse områder er der endvidere gennemført en opdatering af tesserafordelingen indenfor de

areelle biotoper (omr. 2, 9, 10, 12 og 13), mens en feltkontrol af disse kun har været gennemført i to områder (omr. 2 og 12), grundet vanskelighederne med at 'tilbagetolke' feltregistreringer i 2006 til situationen i 2001, vurderet ud fra flyfotos.

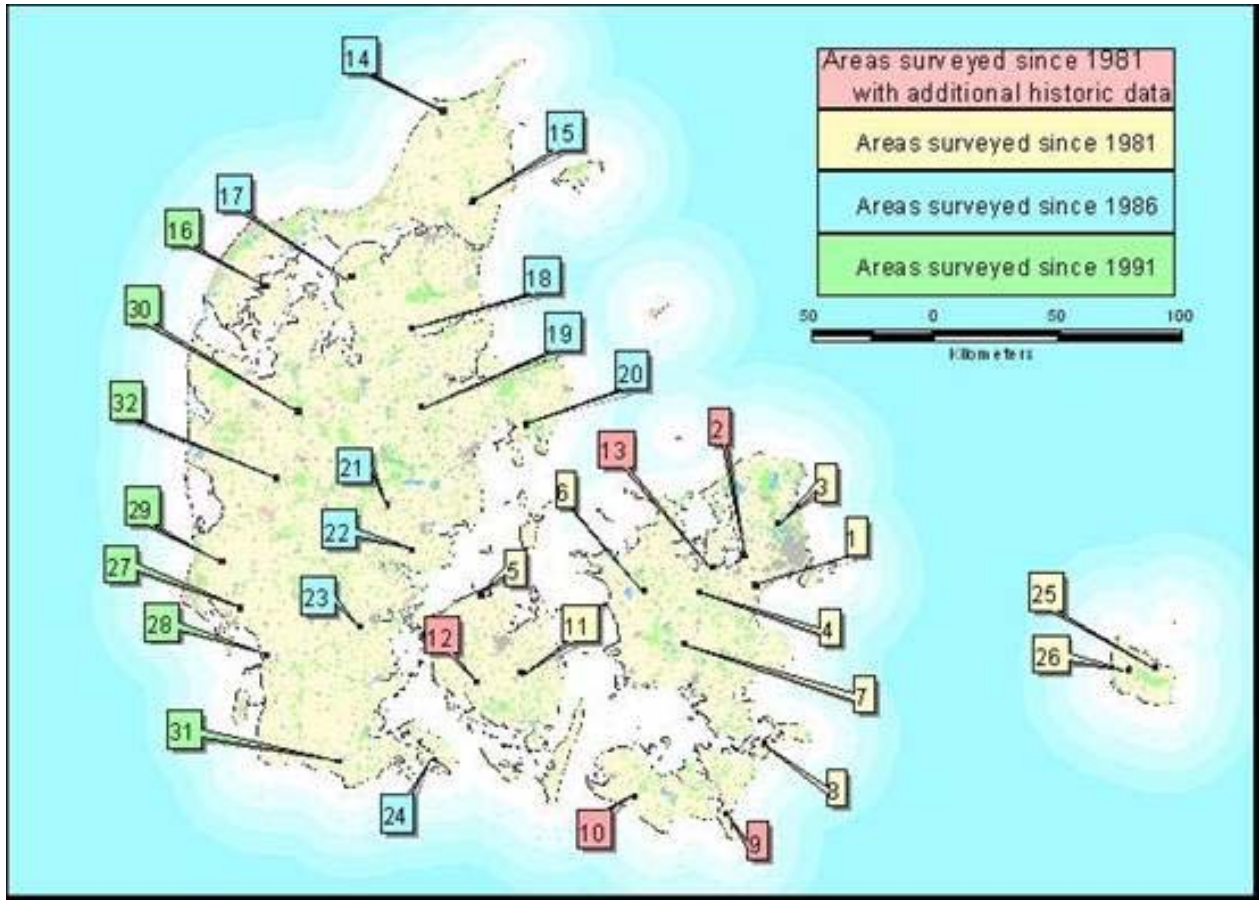


Fig. 3. Kort over placeringen af de 32 4 km² store feltregistreringsområder, der indgår i RUCs småbiotopdatabase.

I forbindelse med afrapporteringen er der opdaget nogle åbenbare datamangler i et område (omr. 4), som derfor har måttet fravælges ved den efterfølgende statistiske behandling af materialet. Ligeledes er et af de 5 historisk registrerede områder (omr. 9) blevet udeladt af statistikken for den lange historiske udvikling på grund af den særlige historiske udvikling, der knytter sig til dette område, placeret i det inddæmmede Bøtø Nor på Falster.

I den efterfølgende præsentation af indikatorer anvendt på småbiotopbasen er der således anvendt materiale fra følgende områder:

- ~1900 – 2001: Omr. 2 Tågerup, 10 Højreby, 12 Bramsnæs og 13 Glamsbjerg, i alt 4 områder
- 1981 – 2001: Omr. 1-3 og 5-13, i alt 12 områder
- 1986 – 1996: Omr. 1-3 og 5-26, i alt 25 områder
- 1991 – 1996: Omr. 1-3 og 5-32, i alt 31 områder

4. Arealudviklingen fra ca. 1900- 1996

I det følgende er vist arealudviklingen siden forrige århundredeskifte af en række ikke-landbrugsmæssige arealkategorier for 4 områder i det østdanske agerland.

Data før 1981 stammer ikke fra den nuværende småbiotopdatabase, men fra en tabeludskrift fra en tidligere SIMULA-database, der ikke har været benyttet siden midten af 1980'erne. Tallene har ikke tidligere været benyttet til at udtegne grafer, og det kan ikke afvises, at de anomalier, der kommer til udtryk ved en sådan anvendelse, knytter sig til fejl i de indtastede data. Det har i forbindelse med dette projekt ikke været muligt at afsætte tid til en kritisk kilde-kontrol.

Ved tolkning af figurerne skal man ud over de kildekritiske problemer og det ret spinkle materiale være opmærksom på, at kategorierne kun i begrænset omfang er sammenlignelige, da de dels omfatter målebordsblade i 1:20 000 fra årstallene 1896, 1901, 1905 samt et gennemsnit af værdier fra to målebordsblade fra hhv. 1865 og 1923 ('ca. 1900') samt årstallene 1931, 1932, 1942 og 1946 ('1930-40'erne'), flyfotos fra perioden 1954 til 1975, feltregistreringer fra perioden 1981-1996 samt en flyfotobaseret registrering fra 2001. De ældste registreringer i område 13 Glamsbjerg er fra hhv. 1865 og 1923, og der er derfor benyttet et gennemsnit af de herfra registrerede værdier for Glamsbjerg ca. år 1900.

De kategorier, der er benyttet i den seneste del af perioden er nærmere beskrevet s. 11-13, men såvel tolkningen af kortblade som af ældre flyfotos kan ikke i alle tilfælde sammenlignes entydigt.

Alligevel er der visse markante træk, der går igen i arealudviklingen.

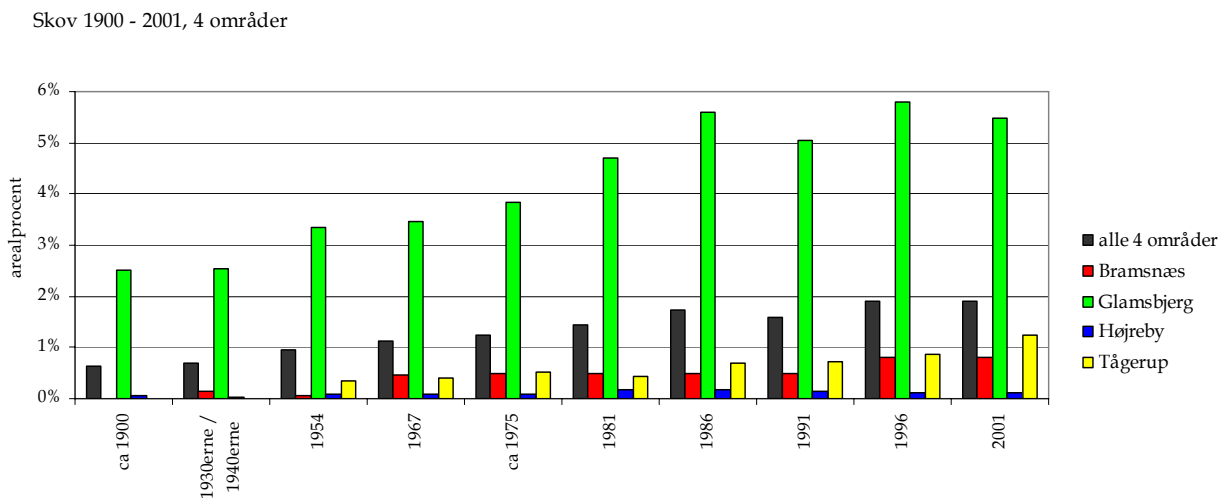


Fig. 4a. Udviklingen af arealet med skov ca. 1900-2001, i område 12, 13, 10 og 2.

Arealet tilplantet med skov, i overvejende grad små beplantninger og bevoksninger, har i 3 af de 4 områder været stigende i hele perioden, og holder sig kun i Højreby på Lolland

vedblivende på meget få promiller. Også indenfor de sidste par årtier ses en svag stigningstendens.

Derimod har hegnstætheden i tre af de fire områder været faldende frem til 2. verdenskrig i de øst-danske landskaber, og hvor der forelægger endnu ældre kortblade bekræfter disse denne tendens: Således var hegnstætheden i Højreby før år 1900 ekstremt høj, præget af pilehegn med flettede vidjer til indhegning af kvæg. Omlægningen af kobbeltbruget, og indførslen af pigtrådshegn betød efter århundredeskiftet en ændring af landskabet i retning af det senere meget åbne, intensive landbrugsland.

Efter 2. verdenskrig har hegnstætheden holdt sig nogen lunde konstant, men der spores dog en tendens til, at den gennemsnitlige tæthed af hegn og trærækker indenfor de sidste 20 år igen har været stigende, dog med område 10, Højreby som en markant undtagelse.

Hegn og trærækker 1900 - 2001, 4 områder

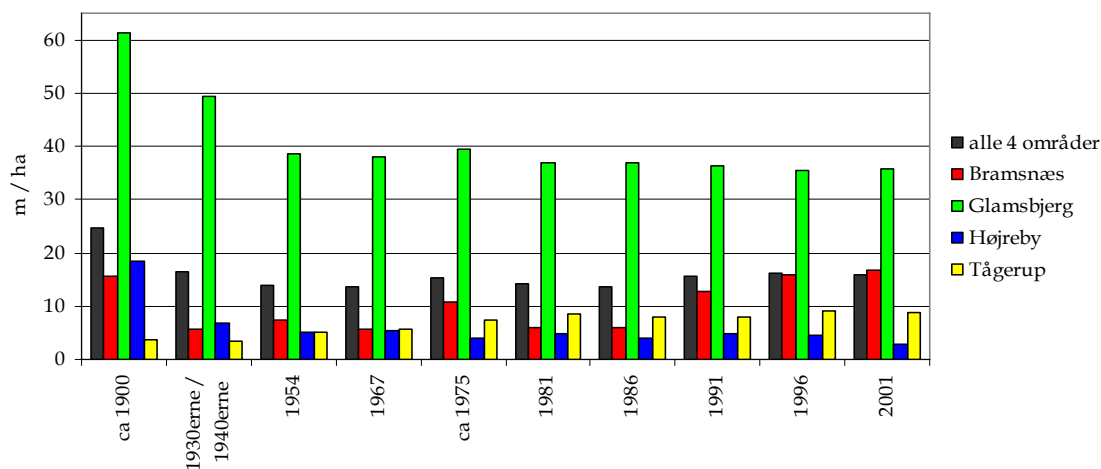


Fig. 4b. Hegn og trærækker ca. 1900-2001 for område 12, 13, 10 og 2.

Grøfter 1900 - 2001, 4 områder

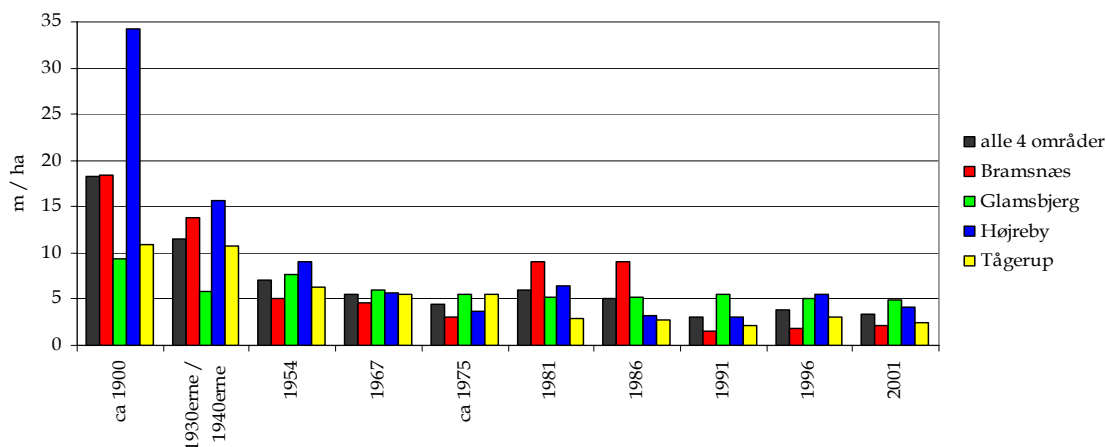


Fig. 2 c. Grøfter ca. 1900-2001 for område 12, 13, 10 og 2.

I fig. 2 c er vist den historiske udvikling i grøfterne for de 4 områder. Også her ses et markant fald i tætheden af grøfter tidligt i perioden, tydeligvis knyttet til en omfattende omlægning af grøfter til lukkede dræn. Den markante stigning i tætheden af grøfter i 1981 må tilskrives overgangen til feltregistreringer, der afslører flere grøfter, end det har været muligt at registrere via ældre flyfotos og målebordsblade (hvor f.eks. grøfter langs veje har været udeladt på målebordsbladene af kartografiske årsager). Udviklingen i de senere år synes ikke at være entydig ud fra disse få områder.

For moser, søer og vandhuller tegner der sig et mindre klart udviklingsbillede ud fra den historiske udvikling i de fire områder. Dog er det tydeligt, at arealet med søer og vandhuller stiger ganske markant fra slutningen af 1980'erne.

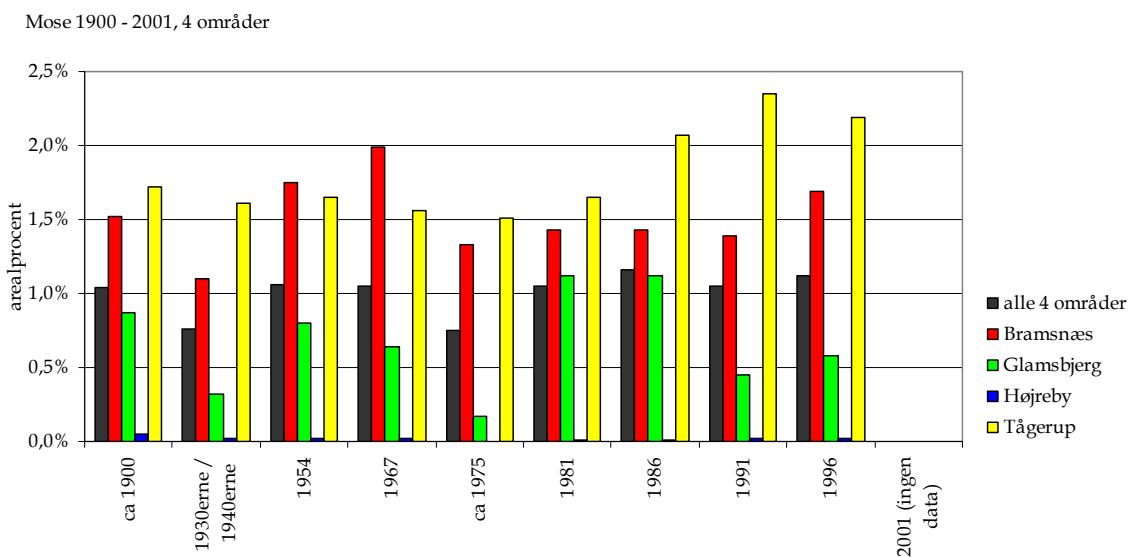


Fig. 4d. Moser ca. 1900-2001 for område 12, 13, 10 og 2.

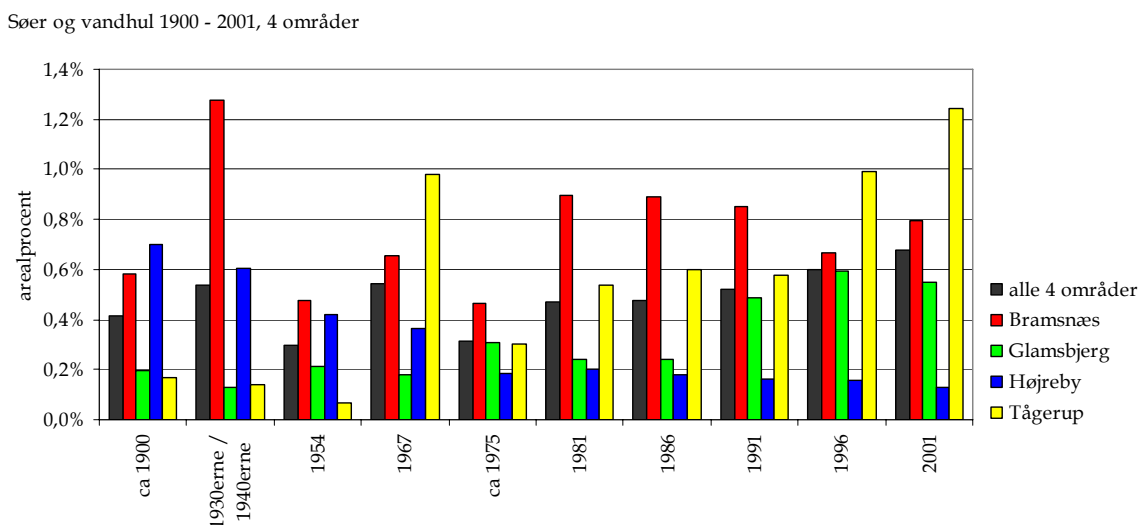


Fig. 4f. Søer og vandhuller ca. 1900-2001 for område 12, 13, 10 og 2.

For moserne ses en tendens til formindskelse frem til slutningen af 1970'erne, hvorefter en stabilisering på omkring 1% af arealet finder sted.

Veje 1900 - 2001, 4 områder

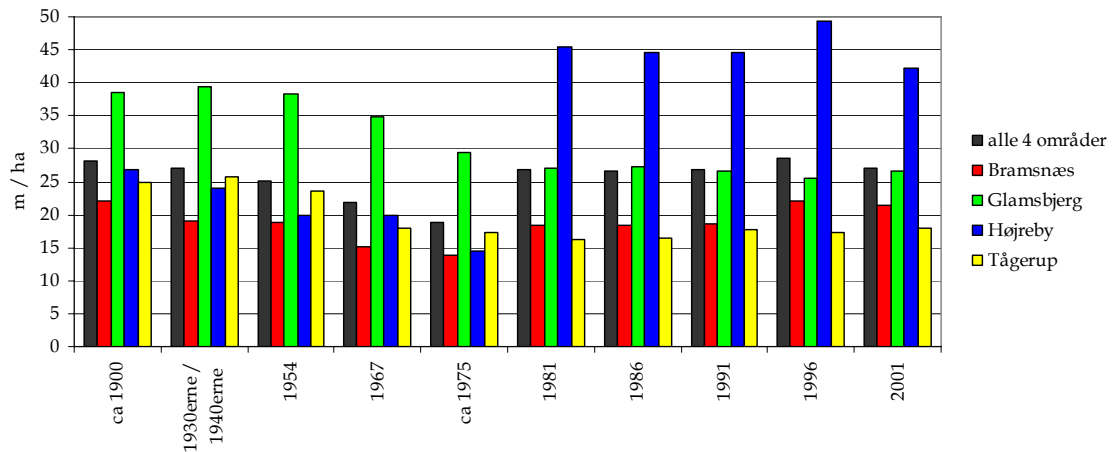


Fig. 4f. Tæthed af veje, ca. 1900-2001 for område 12, 13, 10 og 2

Heller ikke for vejenes vedkommende ses nogen entydig tendens. Der er et generelt fald i tætheden af veje frem til slutningen af 1970'erne, hvorefter niveauet ser ud til at blive stabiliseret.

5. Netto-udviklingen fra 1981-2001

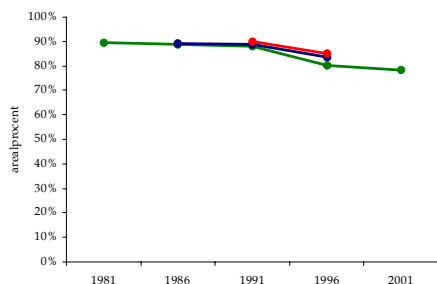
I figur 5 og 6 er vist netto-opgørelser over udviklingen indenfor en række arealklasser og linieformede elementer i det danske agerland fra 1981-2001. Ved 'netto' menes, at opgørelserne kun viser den samlede ændring indenfor den pågældende gruppe, idet der jo sagtens kan være foretaget både nedlæggelser og oprettelse af elementer indenfor gruppen, der er blevet modregnet og derfor ikke observeres gennem opgørelser af nettoudviklingen. Alle figurerne er opgjort således at den grønne linie viser udviklingen for de 12 områder på Sjælland og øerne, som er blevet registreret gennem hele perioden, den blå linie viser udviklingen for de 24 områder i Østdanmark, som er blevet registreret mellem 1986 og 1996 og den røde linie viser udviklingen i 31 områder i hele Danmark, som blev registreret i 1991 og i 1996. Tallene er gennemsnittet for hhv. de 12, de 24 og de 31 områder.

Figur 5 omfatter netto-ændringerne i den samlede arealprocent fra 1981 til 2001 for 5 arealklasser, mens 5 andre arealklasser kun er registreret til 1996, da de ikke med sikkerhed kunne registreres ud fra flyfotos i 2001. Det ses, at arealet i omdrift er faldet markant gennem de sidste 10 år (Fig. 5a), og primært er blevet afløst af arealer med græs-busk- og urteareal udenfor omdrift (Fig. 5h). Den særligt kraftige stigning fra 1991 til 1996 kan genfindes i Fig. 5j, der viser brakarealernes vækst fra 1991 til 1996. Disse har ikke kunnet kortlægges i 2001, men Fig. 5h antyder en langt mere dæmpet udvikling fra 1996 til 2001. Også arealet med trædække og med søer og vandhuller er steget markant inden for de sidste 10 år. Hele det rurale arealdække, omfattende alle de ikke-landbrugsmæssige arealer (Fig. 5b) er steget ganske betydeligt frem til 1996 (idet det ikke har været muligt at gengive denne klasse for 2001), og det ses af fig. 5c og d, at det især er tørre arealer med et vist trædække (f.eks. vildtremiser), der har vist stigning. De tørre åbne arealer viser stigning i de 12 områder på øerne, men derimod et fald på landsplan. På landsplan ses et svagt fald i arealet med moser frem til 1996, men det gælder dog ikke for øerne.

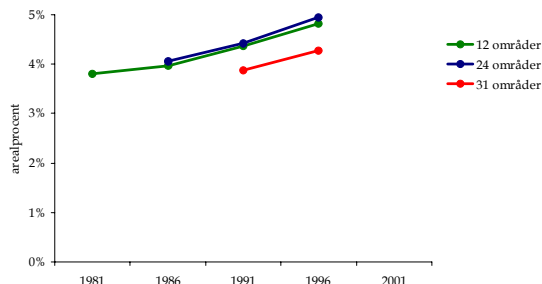
Urbane og bebyggede arealer (Fig. 5j) viser også en jævn vækst i hele perioden, med en antydning af en øget vækst fra 1996 til 2001.

Figur 5 a – h: Netto-ændringer for areelle klasser 1981 - 2001 (gennemsnit over alle områder)

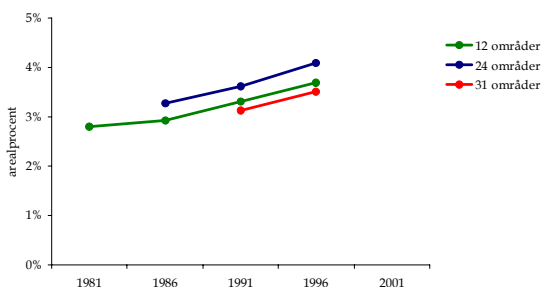
a) arealer i omdrift (indtil 1986 inkl. brak)



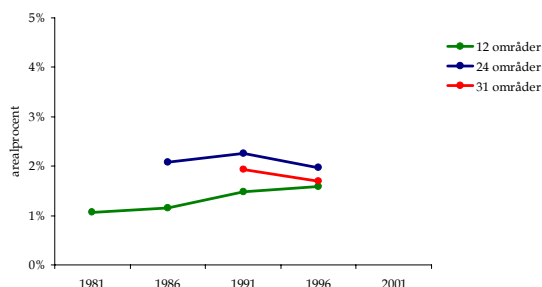
b) rural arealdække (ingen data 2001)



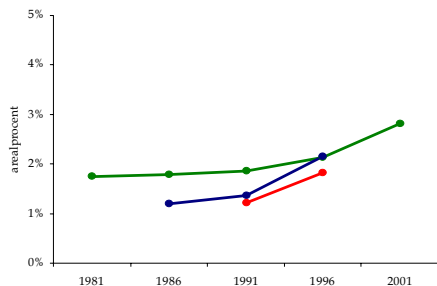
c) tør rural arealdække (ingen data 2001)



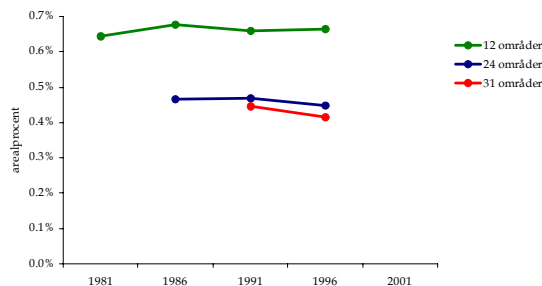
d) tør ural arealdække < 50% vedvegetation (ingen data 2001)



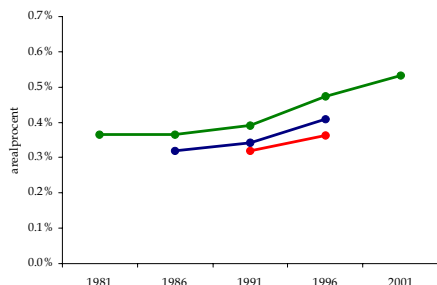
e) trædække



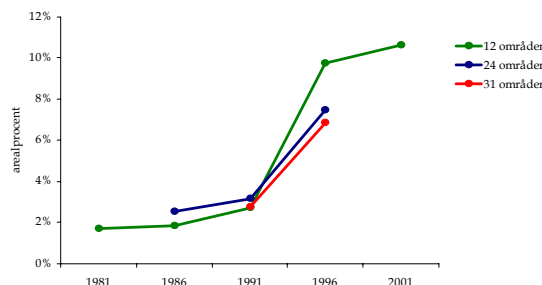
f) mose (ingen data 2001)



g) søer og vandhuller

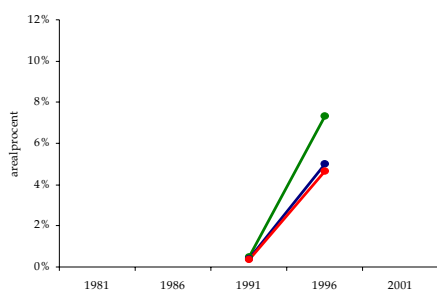


h) græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift (fra 1991 inkl. brak)

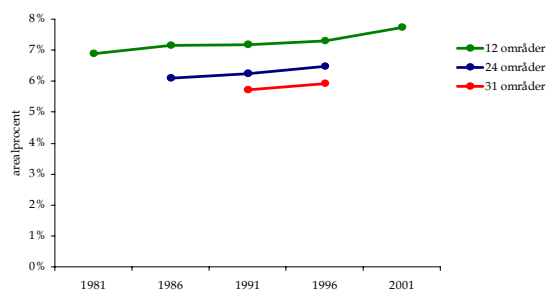


Figur 5 i – j: Netto-ændringer for areelle klasser 1981 – 2001 (gennemsnit over alle områder)

i) brakarealer (kun data for 1991 og 1996)



j) urban og bebyggelse



I figur 6 a-e er vist nettoændringer for linieelementer, målt i tæthed, m/ha. Størst tæthed udviser vejene (Fig. 6e – ca. 27 m/ha), der samtidigt er øget frem til 1996, hvorefter der kan konstateres en mindre nettonedgang i de 12 områder på øerne.

Både tæthed af markskel (Fig. 6c – 20 m/ha) og hegnstæthed (Fig. 6a – 15-20 m/ha) er noget mindre end tætheden af vejene.

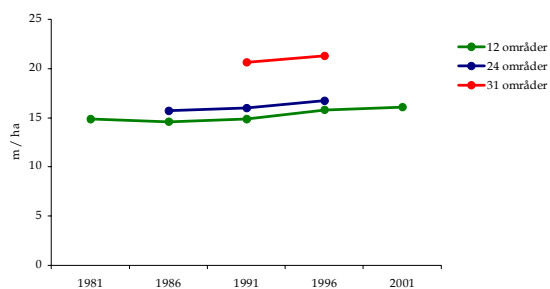
Hegnstætheden er også svagt stigende i hele perioden. Da denne stigning dækker over både plantning af nye hegn og nedlæggelse af ældre, og da de nyplantede hegn typisk er bredere end de ældre, ville stigningen have været større, om den havde været målt i areal og ikke i længde. Sådanne arealberegninger for de lineære landskabselementer er mulige på grundlag af databasen (der også indeholder oplysninger om bredden af de lineære biotoper), men er ikke gennemført i forbindelse med denne rapport.

Markskel inklusive grøfter har en interessant udvikling i perioden. Efter en nedgang frem til 1991 ses markant fremgang fra 1991 til 1996, igen afløst af en nedgang. Der er ingen tvivl om, at denne indikator er meget følsom overfor tendenser i udvikling af markstrukturen i landbruget, og kan derfor muligvis være en udmærket indikator for denne, se i øvrigt kap. 9.

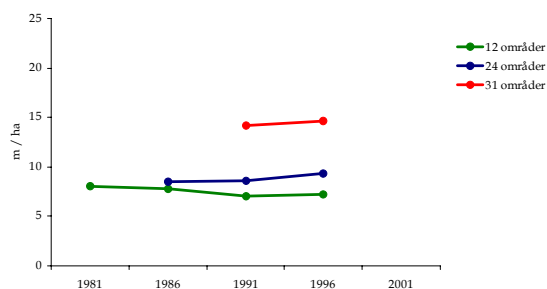
Udviklingstrækkene for de våde lineære biotopers vedkommende er i øvrigt ikke entydig, om end en vis generel stigning kan spores for både grøfter og vandløb i perioden 1991-1996.

Figur 6 a - e: Netto-ændringer for lineelementer 1981 - 2001 (gennemsnit over alle områder)

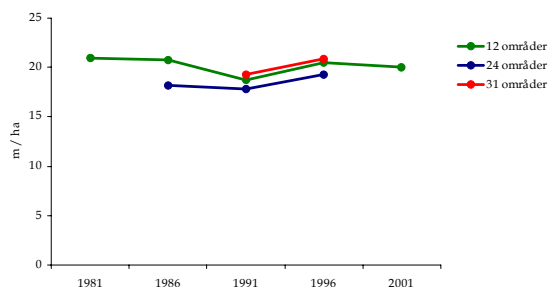
a) levende hegn



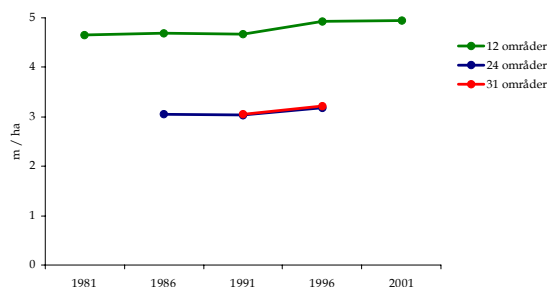
b) grøfter (ingen data 2001)



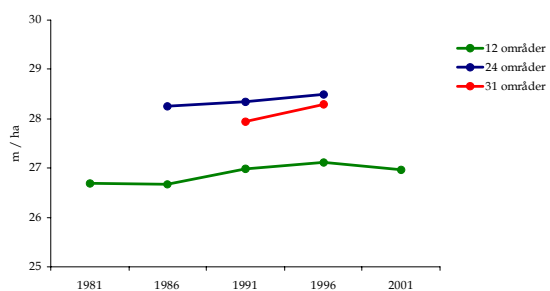
c) markskel (inkl. grøfter)



d) vandløb (inkl. kanaler)



e) veje (inkl. stier)

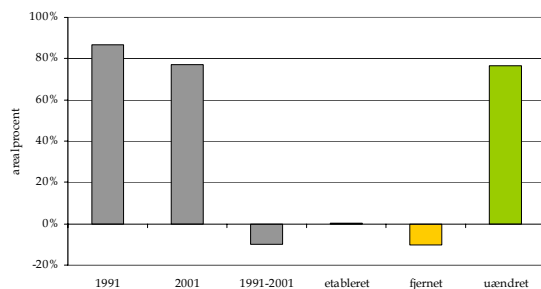


6. Netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer

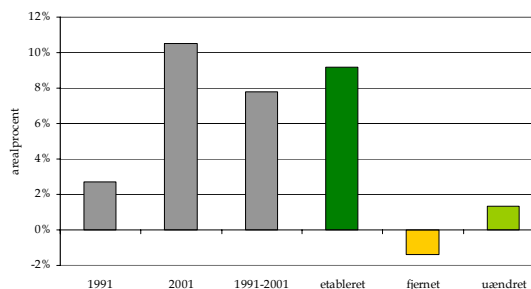
Figureerne 7 a – d og 8 a og b viser nettoændringer i forhold til positive og negative ændringer for udvalgte areelle og lineelementer i 12 områder på Sjælland og på øerne. De første to søjler viser den samlede arealprocent eller tæthed i 1991 og i 2001 (som gennemsnit for de 12 områder). Den tredje søjle viser netto-ændringen, som enten er positiv eller negativ. Netto-ændringen kan dog skjule stor variation i faktiske ændringer på landskabselementniveau. Dvs. at selv om netto-ændringen er positiv, kan der, når man ser på de enkelte elementer, være både positive (fjerde søjle) og negative (femte søjle) ændringer og arealer hvor arealklassen har været uændret, altså stabil (sjette søjle). For eksempel viser figur 7 b, at der mellem 1991 og 2001 er en meget stor tilgang af græs-, busk- og urtearealer udenfor omdrift. Samtidig har der dog også været en betydelig negativ ændring. Over 1,5% af arealet har således været berørt af en tilbagegang i denne arealklasse. Det er altså kun knap 1,5% af det samlede areal, eller kun lige halvdelen af, hvad der har været af arealklassen i 1991, som har været stabilt. Figurerne viser, at mens græs-, busk- og urtevegetationsarealer (Fig. 7 b), hegn (Fig. 8 a) og markskel (Fig. 8 b) er forholdsvis dynamiske (netto-ændringerne skjuler både positive og negative ændringer) er arealer i omdrift (Fig. 7 a), trædække (Fig. 7 c) og søer og vandhul (Fig. 7 d) forholdsvis stabile.

Figur 7 a-d: Netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer for areelle klasser, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001

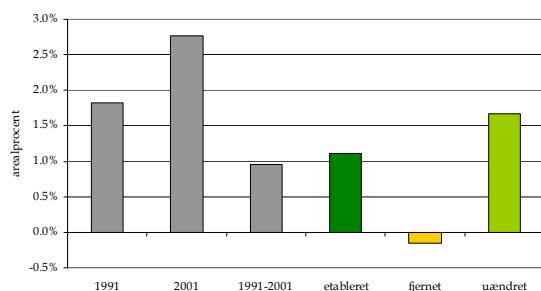
a) areal i omdrift 1991 - 2001



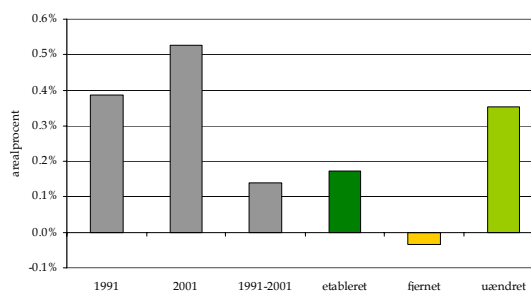
b) græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift (inkl. brak) 1991 - 2001



c) trædække 1991 - 2001

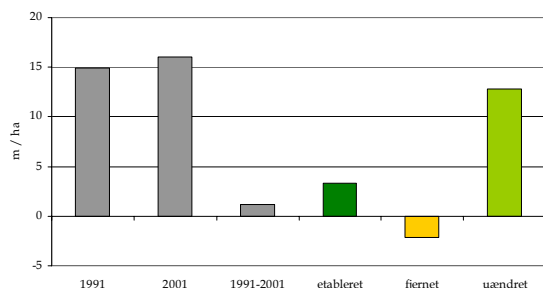


d) søer og vandhul 1991 - 2001

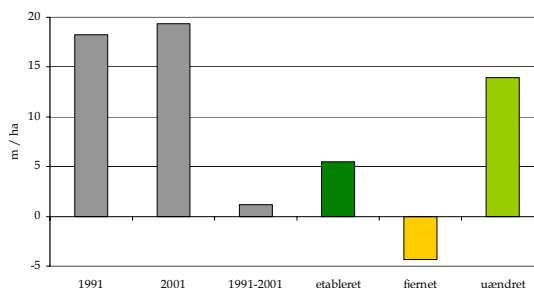


Figur 8 a - b: Netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer for hegn og markskel (inkl. grøfter), gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001

a) levende hegn 1991 - 2001



b) markskel 1991 - 2001



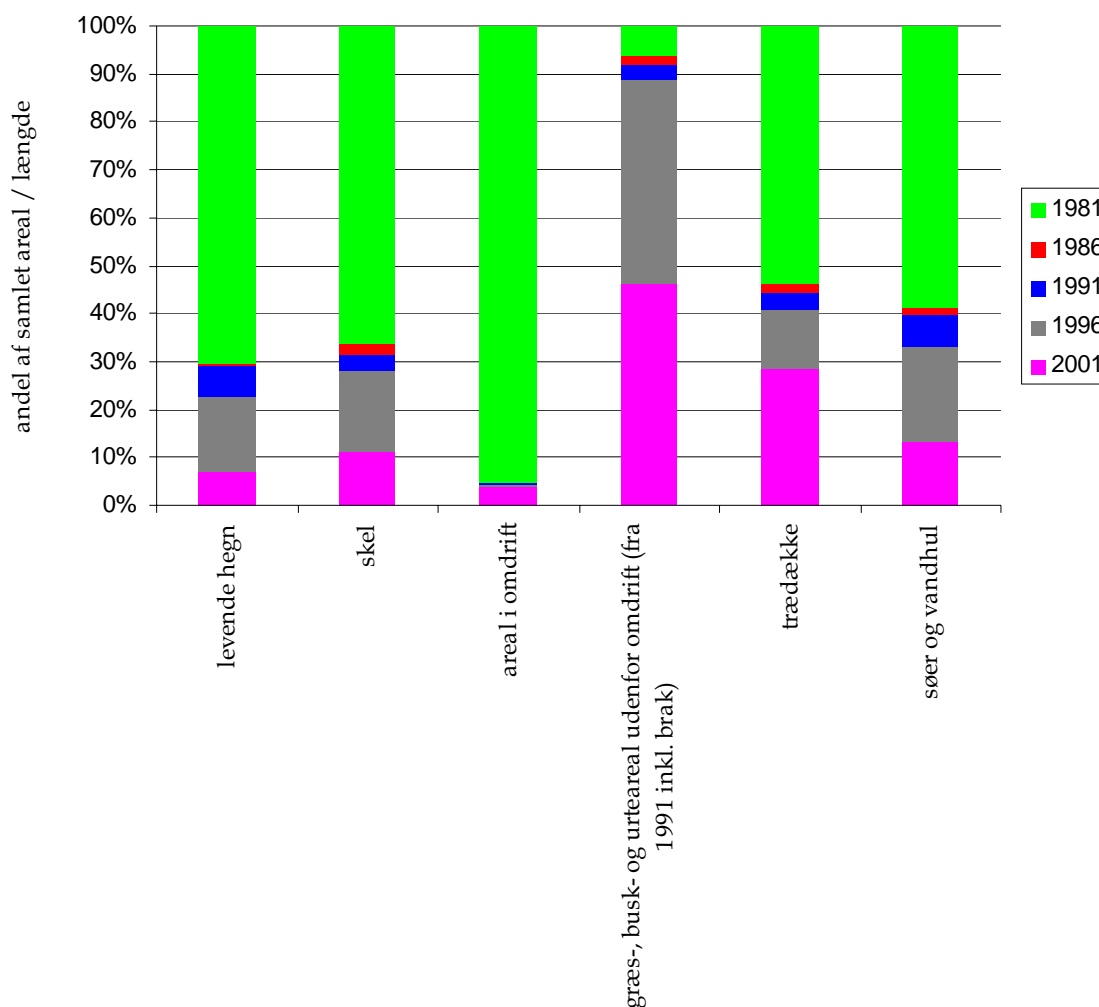
Der kan altså konstateres en ganske omfattende dynamik i agerlandet, ikke blot indenfor de arealer, der er i omdrift, men også på arealerne udenfor.

I figur 9 (næste side) er vist, hvor langt tilbage i småbiotopmonitoringen, de arealklasser, der er registreret i 2001, kan spores for de 12 områder på Sjælland og øerne. Det viser altså alderen for forskellige arealer, som blev registreret i 2001, efter følgende skema:

Arealklassen registreret første gang i 2001:	0-5 år gammelt
Arealklassen registreret både i 2001 og 1996:	6-10 år gammelt
Arealklassen registreret tilbage til 1991:	11-15 år gammelt
Arealklassen registreret tilbage til 1986:	16-20 år gammelt
Arealklassen registreret tilbage til 1981:	Over 20 år gammelt

Det fremgår af figur 9, at mens 95% af omdriftsarealet i de 12 områder i 2001 også var omdriftsareal i hvert fald tilbage til 1981, så er mindst 1/3 af de fleste arealtyper blevet skabt indenfor de seneste 20 år. Størst dynamik viser der sig indenfor græs- busk- og urtearealer udenfor omdrift, hvor kun ca. 6% af sådanne arealer i 2001 kan føres tilbage til en lignende status i 1981. Men også op mod halvdelen af arealer med trædække, samt arealer med søer og vandhuller er kommet til senere end 1981.

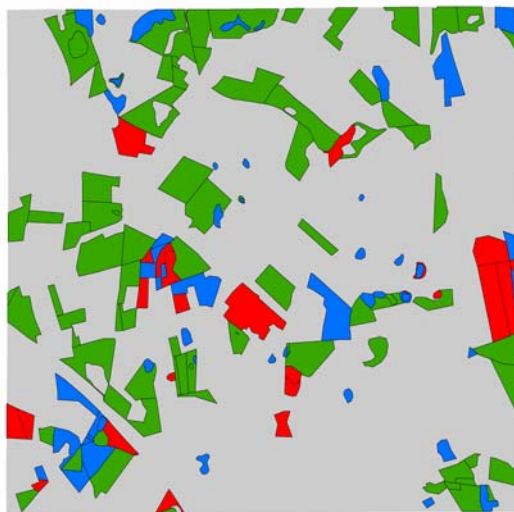
Figur 9: Første registrering af forskellige arealklasser registreret i 2001, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne



Figur 10 (næste side) illustrerer, hvorledes uændrede, positive og negative ændringer i 10-årsperioden fra 1991 til 2001 for 4 klasser viser sig indenfor et af de undersøgte områder (Område 3, ved Birkerød i Nordsjælland). Det ses, hvordan en stor mængde af større og mindre græs-, busk-, og urtearealer udenfor omdrift er blevet etableret, samtidigt med at andre til dels også store arealer er blevet fjernet, mens relativt beskedne arealer har henligget som græs-, busk-, og urtearealer udenfor omdrift gennem hele 10-års perioden. Tilplantningen har ligeledes været markant, mens kun få skovarealer er fjernet. Også for hegnene og markskellene ses en omfattende dynamik, der ikke fordeler sig efter noget umiddelbart klart mønster.

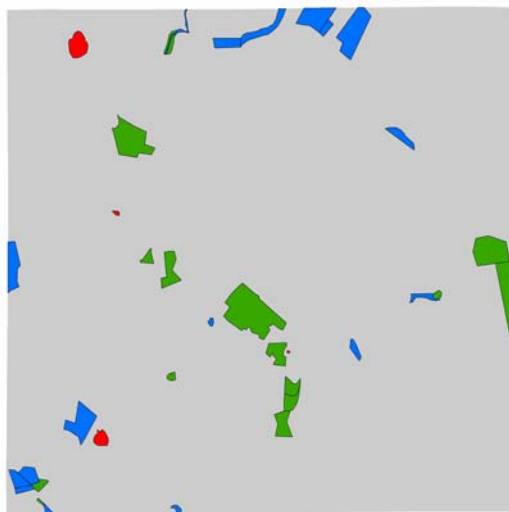
Figur 10: Eksempel for positive, negative og stabile ændringer fra 1991 til 2001 i område 3, Birkerød på Nordsjælland

a) græs-, busk-, urteareal udenfor omdrift



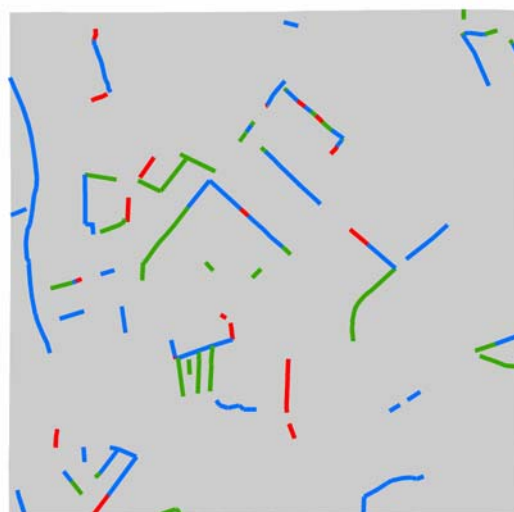
ændring 1991 til 2001
0 0.1 0.2 0.4 0.6 0.8 1 km
■ etableret
■ fjernet
■ uændret

b) trædække



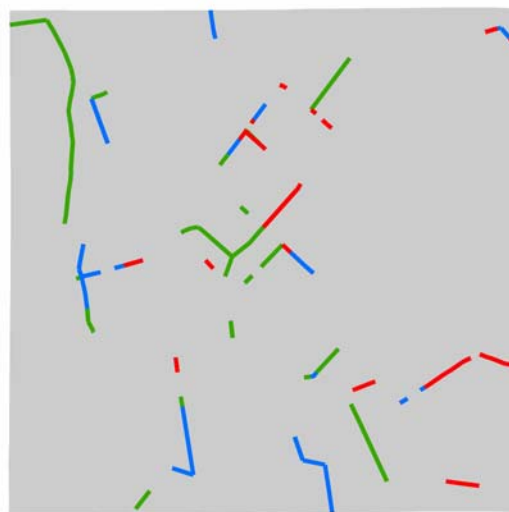
ændring 1991 til 2001
0 0.1 0.2 0.4 0.6 0.8 1 km
■ etableret
■ fjernet
■ uændret

c) hegn



ændring 1991 til 2001
0 0.1 0.2 0.4 0.6 0.8 1 km
— etableret
— fjernet
— uændret

d) markskel



ændring 1991 til 2001
0 0.1 0.2 0.4 0.6 0.8 1 km
— etableret
— fjernet
— uændret

7. Analyser af ændringsforløb

I forlængelse af analyser af netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer kan man, når alle registreringer er stedfæstede, analysere hvad der fra tidspunkt 1 bliver til tidspunkt 2. Ændringsforløbene for udvalgte elementer er vist i figurerne 12 a – d og 13 a – b.

For at forstå hvad figurerne viser og hvordan de skal læses, er der vist et tænkt eksempel i figur 11:

Diagrammet med de første to søjler viser arealanvendelsen for arealklasse A på hhv. tidspunkt 1 (T1) og tidspunkt 2 (T2). Søjlerne viser altså det samlede areal som enten på T1 eller T2 eller på begge tidspunkter har været dækket af arealklasse A (som er vist med grøn). Den første række (hvor feltet er grønt i begge kolonner) viser områder hvor arealanvendelsen på både T1 og T2 har været arealklasse A. Arealanvendelsen har altså været uændret eller stabilt. Anden kolonne viser et forløb fra arealklasse B ved T1 til arealklasse A ved T2. Der er altså tale om at arealklasse A er blevet etableret. Endelig viser den nederste kolonne et forløb hvor arealklasse A bliver til arealklasse B. Arealklasse A er altså blevet fjernet. Højden af de enkelte rækker angiver arealet af ændringsforløbet som procent af hele arealet som enten på T1, T2 eller på både T1 og T2 har været dækket af arealklasse A. I dette tilfælde udgør alle tre ændringsforløb en tredjedel af det samlede areal.

Figur 10 Eksempel for ændringsforløb landskabselementtyper. Se teksten.

T1	T2		T1	T1½	T3	
A	A	areal A → areal A (uændret)	A	A	A	areal A → areal A → areal A (uændret, uændret)
B	A	areal B → areal A (etableret)	B	A	A	areal B → areal A → areal A (etableret, uændret)
A	B	areal A → areal B (fjernet)	B	B	A	areal B → areal B → areal A (uændret, etableret)
			A	B	B	areal A → areal B → areal B (fjernet, uændret)
			A	A	B	areal A → areal A → areal B (uændret, fjernet)
			A	B	A	areal A → areal B → areal A (fjernet, etableret)
			B	A	B	areal B → areal A → areal B (etableret, fjernet)

I diagrammet til højre i eksemplet er der indføjet T1½ altså et tidspunkt som ligger lige imellem T1 og T2, hvorved den tidslige opløselighed, og derved muligheden for at analysere den tidslige dynamik, er øget. Ved at indføje et tidspunkt mere bliver der endvidere langt flere mulige ændringsforløb. Med to klasser over tre tidspunkter bliver der således syv mulige ændringsforløb. På de diagrammer i figur 12 og 13, hvor der er angivet 3 tidspunkter, er den del af diagrammet, hvori der forekommer ændringer mellem de tre tidspunkter, blevet forstørret op for at gøre det lettere at læse diagrammet.

Diagrammerne viser altså ændringsforløb og deres arealprocent for en række landskabselementtyper i de 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001 og for 1991 over 1996 til 2001. Farven på den landskabselementtype, der tages udgangspunkt i i diagrammerne vil altså kunne genfindes overalt i hele søjlen i mindst et af de viste årstal. Igen er beregningerne lavet som gennemsnit over de 12 områder.

Arealer i omdrift (Fig. 12 a) har været et ganske stabilt landskabselement, men dog ca. 15% blev omlagt til græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift (inkl. brak) fra 1991 til 2001, mens omlægning til andre typer arealer har været stærkt begrænset især frem til 1996. ca. ¼ af de omdriftsarealer, der på denne måde var blevet omlagt i 1996, var igen i omdrift i 2001.

Tages derimod udgangspunkt i *arealer med græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift* (Fig. 12 b) ses det at mindre end 10% af disse har haft denne status stabilt indenfor 10 års perioden, mens langt størstedelen er opstået fra arealer i omdrift. Det ses også tydeligt, at om end en del af disse arealer går tilbage til omdrift, er der også en pæn del, der i et senere forløb bliver trædækket, hvorimod andre udviklingsskæbner synes sjældne.

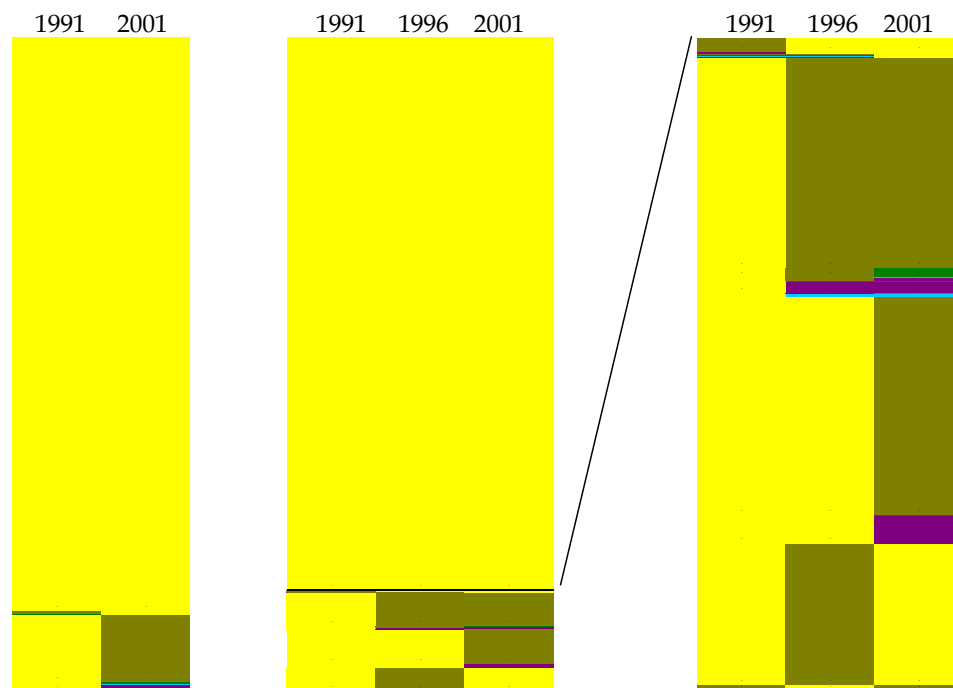
Ser vi på *arealer med trædække* (fig. 12 c), kan vi konstatere at den ene halvdel af disse arealer har udvist stabilitet i 10-året, mens resten omfatter nyere trædækkede arealer, der fortrinsvist er skabt på tidligere arealer med græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift (inkl. brak) og i mindre omfang direkte på tidligere omdriftsarealer. Modsat gående tendenser ses også, men i betydeligt mindre omfang.

Selvom størstedelen af *arealet med søer og vandhuller* (Fig. 12 d) har været stabilt, er det måske alligevel overraskende at der også her viser sig en ganske omfattende dynamik, idet ca. 1/3 af disse arealer har ændret sig, i overvejende grad som søer og vandhuller inddraget fra arealer i omdrift og fra græs-, busk- og urtearealer udenfor omdrift (inkl. brak), og i betydeligt mindre omfang omlagt fra disse arealtyper.

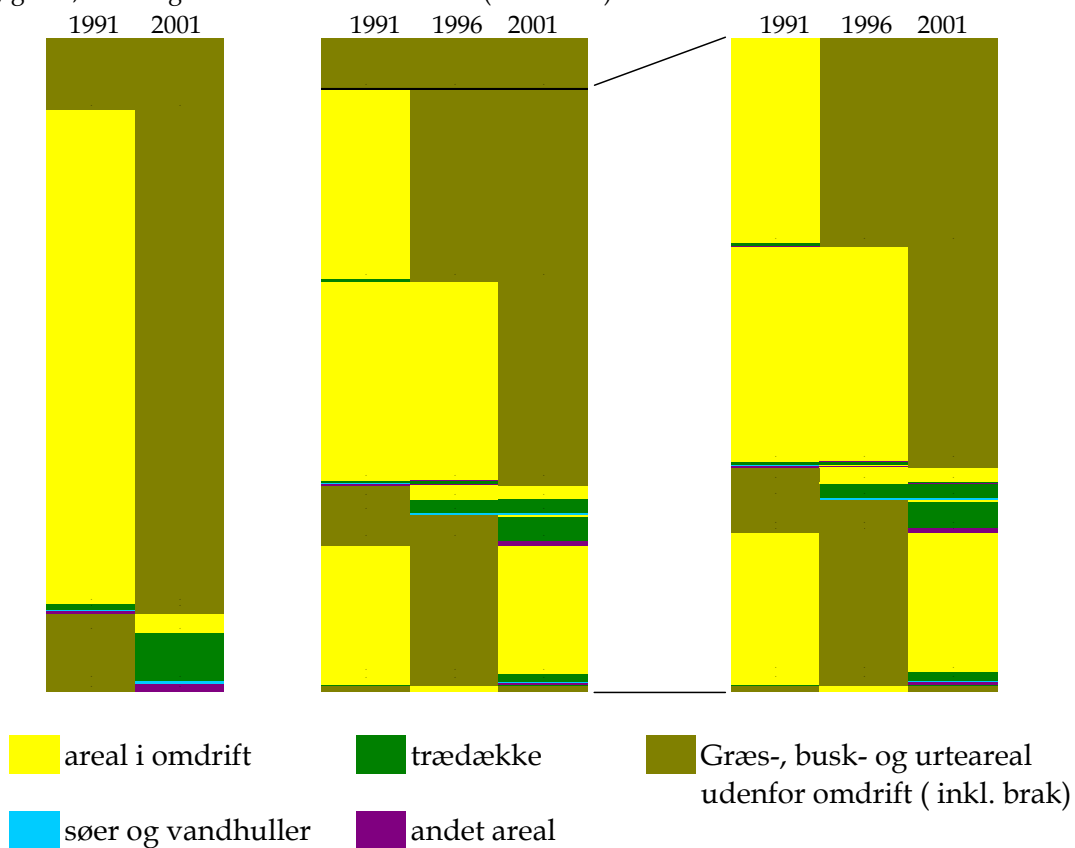
Hegn og skel (Fig. 13 a og b) udviser relativt parallelle ændringsforløb. Hvor der viser sig dynamik omkring hegnsudviklingen, skabes disse fortrinsvist på arealer i omdrift eller på arealer med markskel, ligesom nedlæggelse af hegn også fører til ændringer mod disse arealtyper, dog i højere grad til skel end til omdriftsarealer. Tilsvarende er nye skel fortrinsvist fremkommet ved inddragelse af arealer i omdrift og kun i nogen grad ved nedlæggelse af levende hegn, mens nedlagte skel også inddrages til omdriftsareal, og i mindre grad til hegn eller andre arealer.

Figur 12 a - b: ændringsforløb for arealer i 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001

a) areal i omdrift

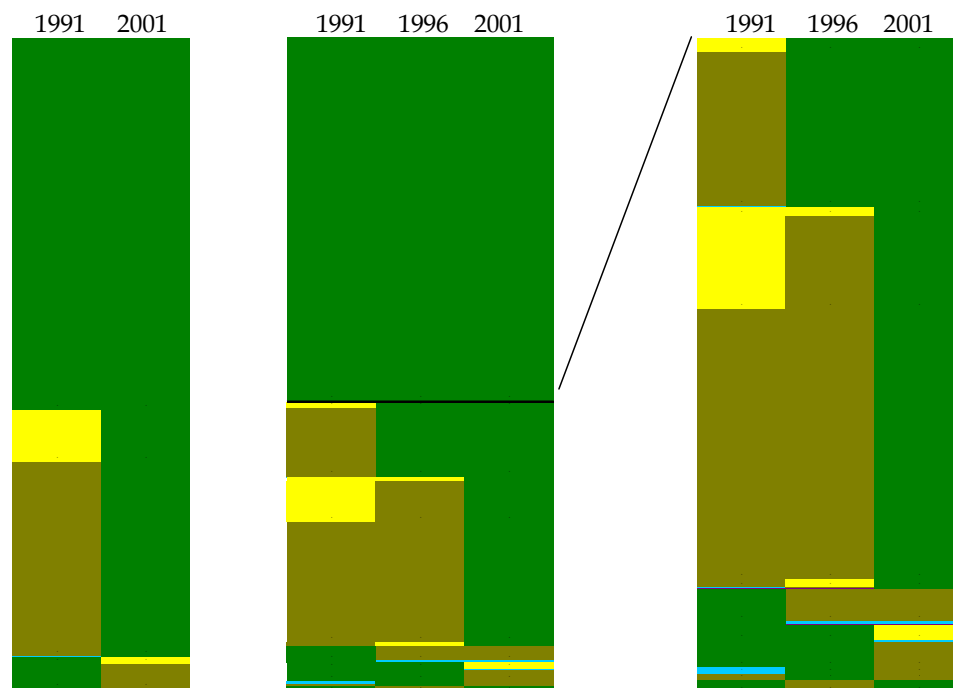


b) græs-, busk- og urteareal udenfor omdrift (inkl. brak)

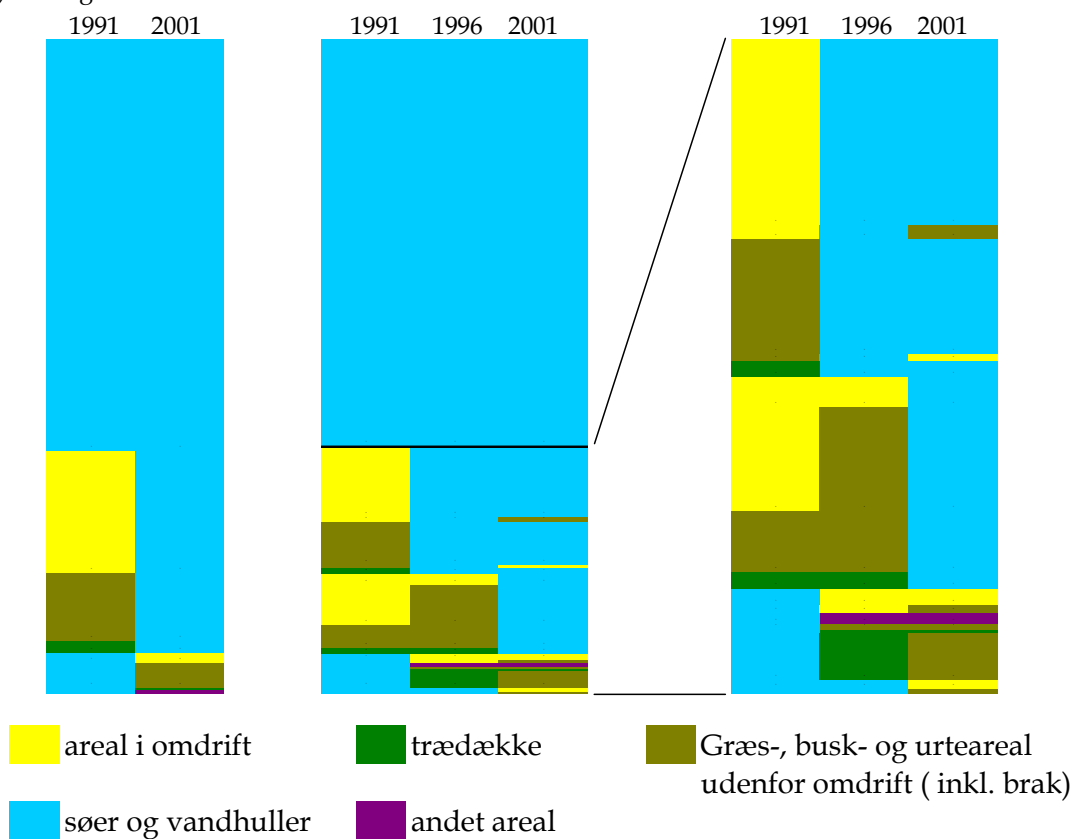


Figur 12 c -d: ændringsforløb for arealer i 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001

c) trædække

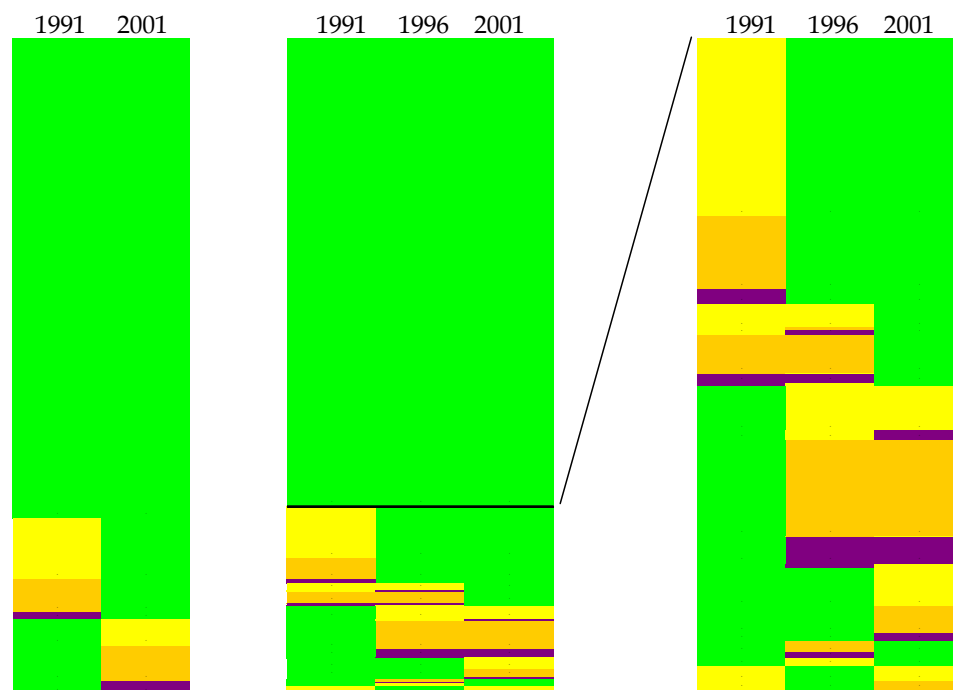


d) søer og vandhuller

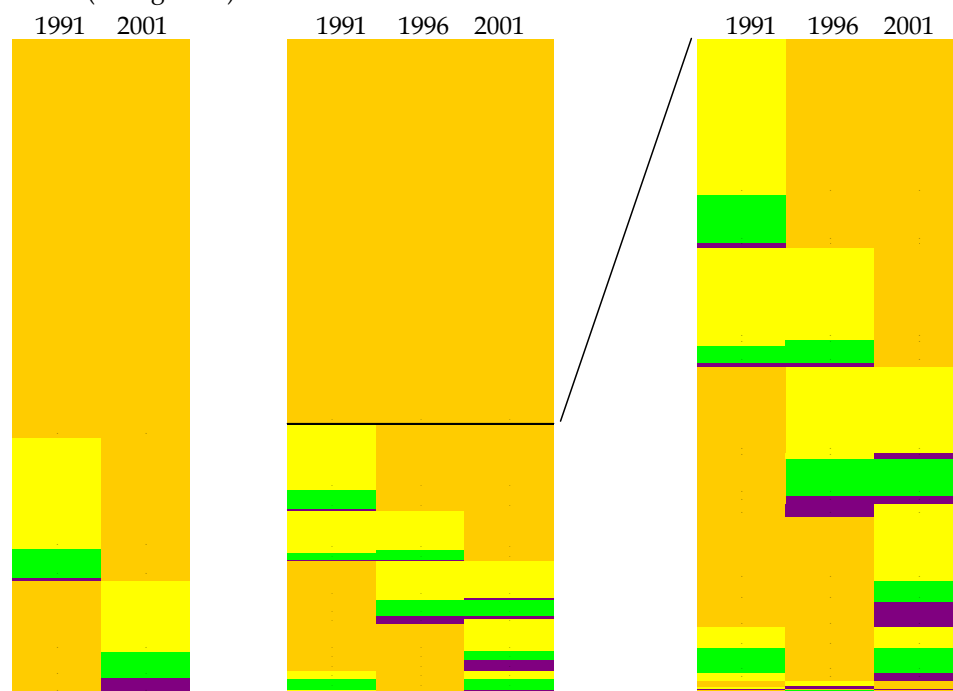


Figur 13 a - b: ændringsforløb for linielementer 12 områder på Sjælland og øerne fra 1991 til 2001

a) levende hegn



b) markskel (inkl. grøfter)



levende hegn

skel

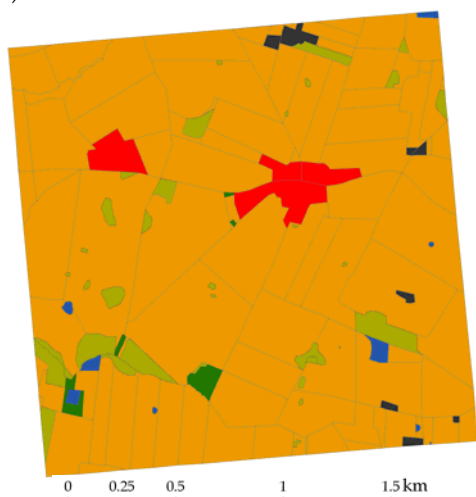
areal i omdrift

andet areal

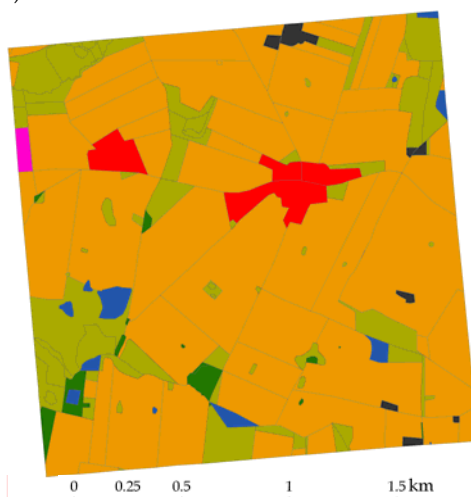
Endelig illustrerer figur 14 ændringsforløb for arealer i område 2, som er Tågerup, nord for Roskilde og figur 15 for levende hegn i område 3, som er Birkerød i Nordsjælland. Langt størstedelen af ændringerne i Tågerup knytter sig til lavtliggende vandløbsnære områder, som er blevet ekstensiveret i perioden 1991-2001. Ændringsforløbet af de lineære landskabselementer i Birkerød skal formentlig snarere tolkes i tilknytning til driftsmæssige forhold knyttet til enkeltejendomme.

Figur 14: ændringsforløb for arealer fra 1991 til 2001 i område 2, Tågerup nord for Roskilde

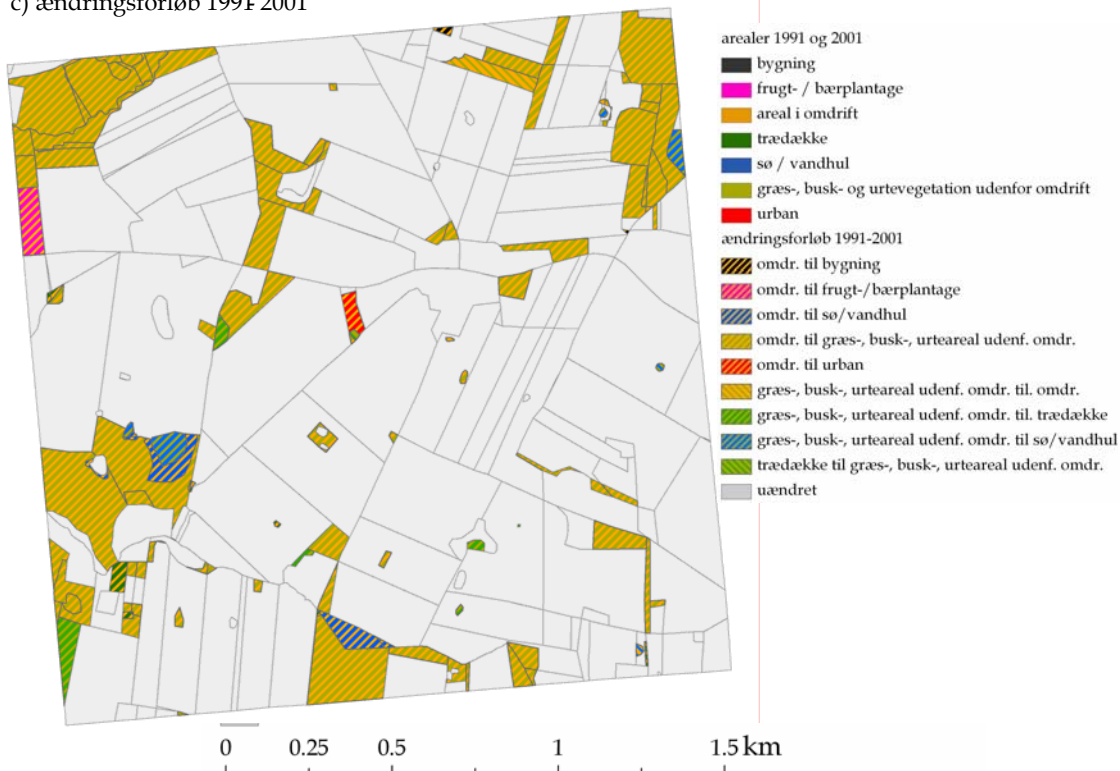
a) arealer 1991



b) arealer 2001

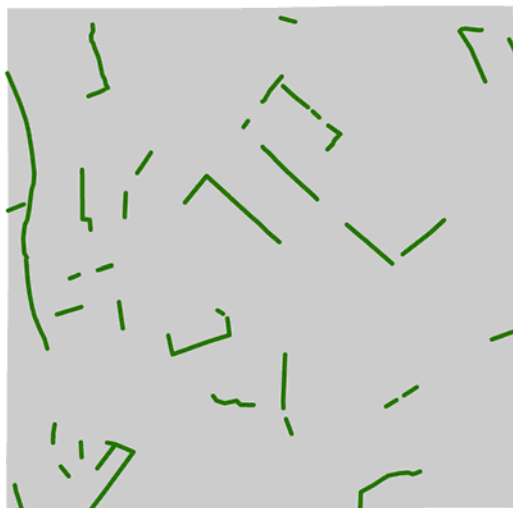


c) ændringsforløb 1991-2001

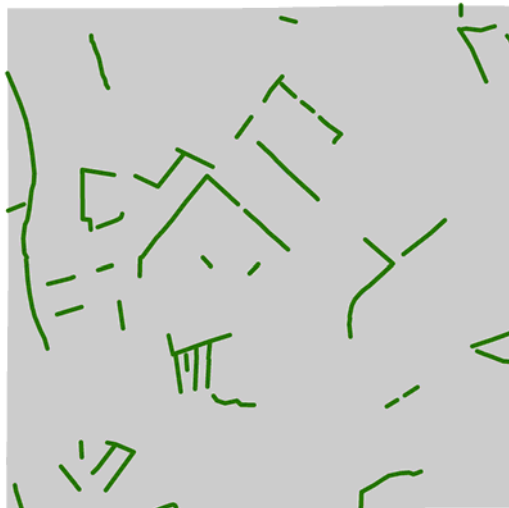


Figur 15: ændringsforløb for lineære landskabselementer fra 1991 til 2001 i område 3, Birkerød på Nordsjælland

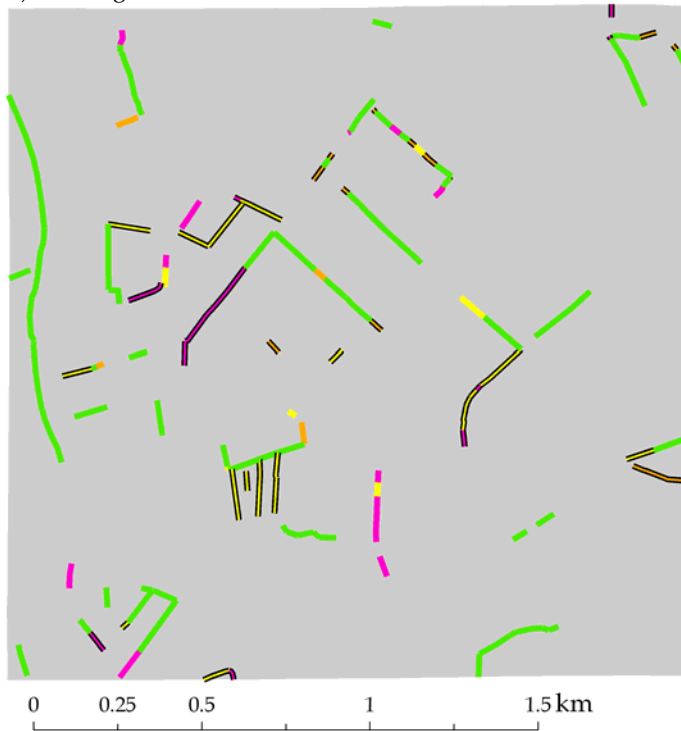
a) hegn 1991



b) hegn 2001



c) ændringsforløb 1991-2001



- hegn
- ændring 1991 til 2001
- uændret
- hegn til skel
- hegn til omdrift
- hegn til andet areal
- skel til hegn
- omdrift til hegn
- andet areal til hegn

8. Ændringer i arealprocent med vedvegetation

Som en del af småbiotopsmonitoringen er der blevet registreret arealprocenten med vedvegetation på arealer udenfor omdrift. Denne registrering er dog kun blevet udført for 5 områder i 2001. Sådanne registreringer blev heller ikke foretaget i 1986. Analyserne af udviklingen i vedvegetation er her baseret på data fra 12 områder på Sjælland og øerne for årene 1981 og 1996.

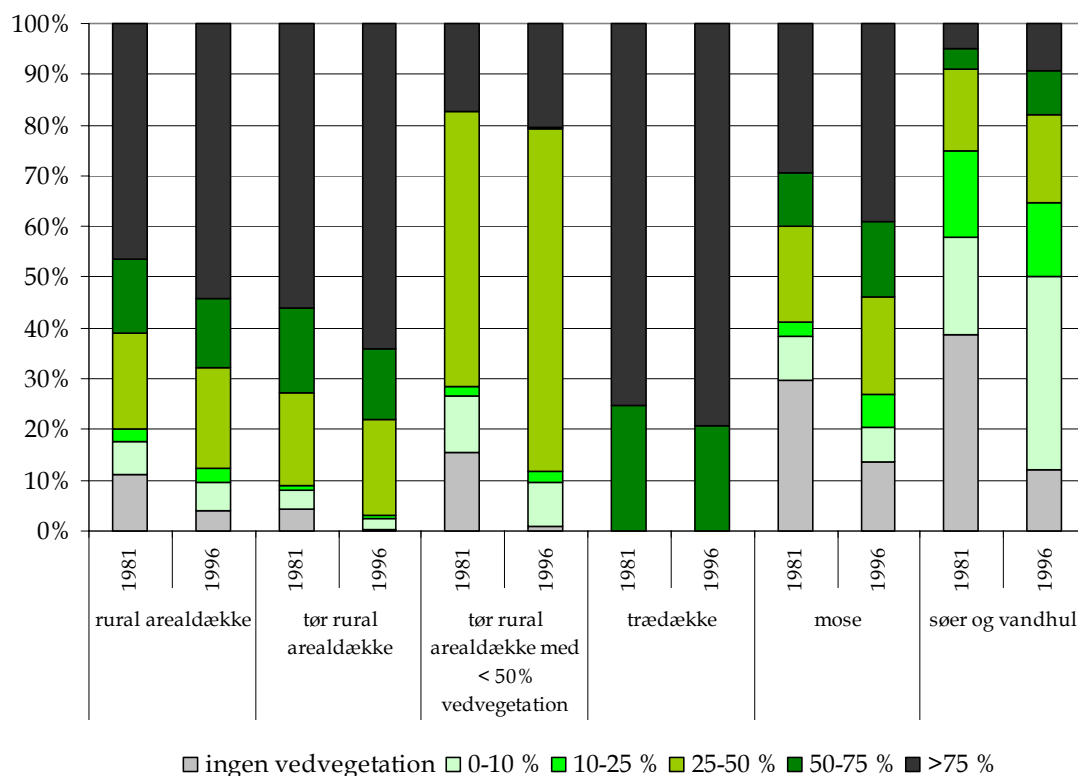
Tabel 3: Gennemsnitlig ændring i arealprocent med vedvegetation fra 1981 til 1996 for 12 områder på Sjælland og øerne (kun for arealer, hvor arealklassen ikke har ændret sig fra 1981 til 1996)

arealklasse	1981	1996	ændring 1981-1996	% ændring 1981-1996
rustalt arealdække	60.8%	68.1%	7.3%	12.1%
tørt rustalt arealdække	73.8%	75.8%	2.0%	2.8%
tørt rustalt arealdække med < 50% vedvegetation	38.6%	45.4%	6.8%	17.6%
trædække	80.4%	81.5%	1.0%	1.3%
mose	32.7%	35.7%	3.0%	9.1%
søer og vandhul	21.5%	28.3%	6.7%	31.3%

Tabel 3 viser udviklingen i arealprocenten for forskellige arealklasser udenfor omdrift for 12 områder på Sjælland og øerne. Beregningerne er lavet for arealer, hvor de enkelte arealklasser har været registreret med samme landskabselementtype i de to år, mens arealer, der har ændret type ikke er medtaget. Beregningerne er lavet som gennemsnit over de 12 områder. Det kan ses at vedvegetationsprocenten er steget ganske betydeligt indenfor alle arealklasser. Størst har den relative stigning været omkring søer og vandhuller, hvor arealet med vedvegetation er steget med næsten 1/3, men også på tørre åbne arealer er trædækket steget betragteligt.

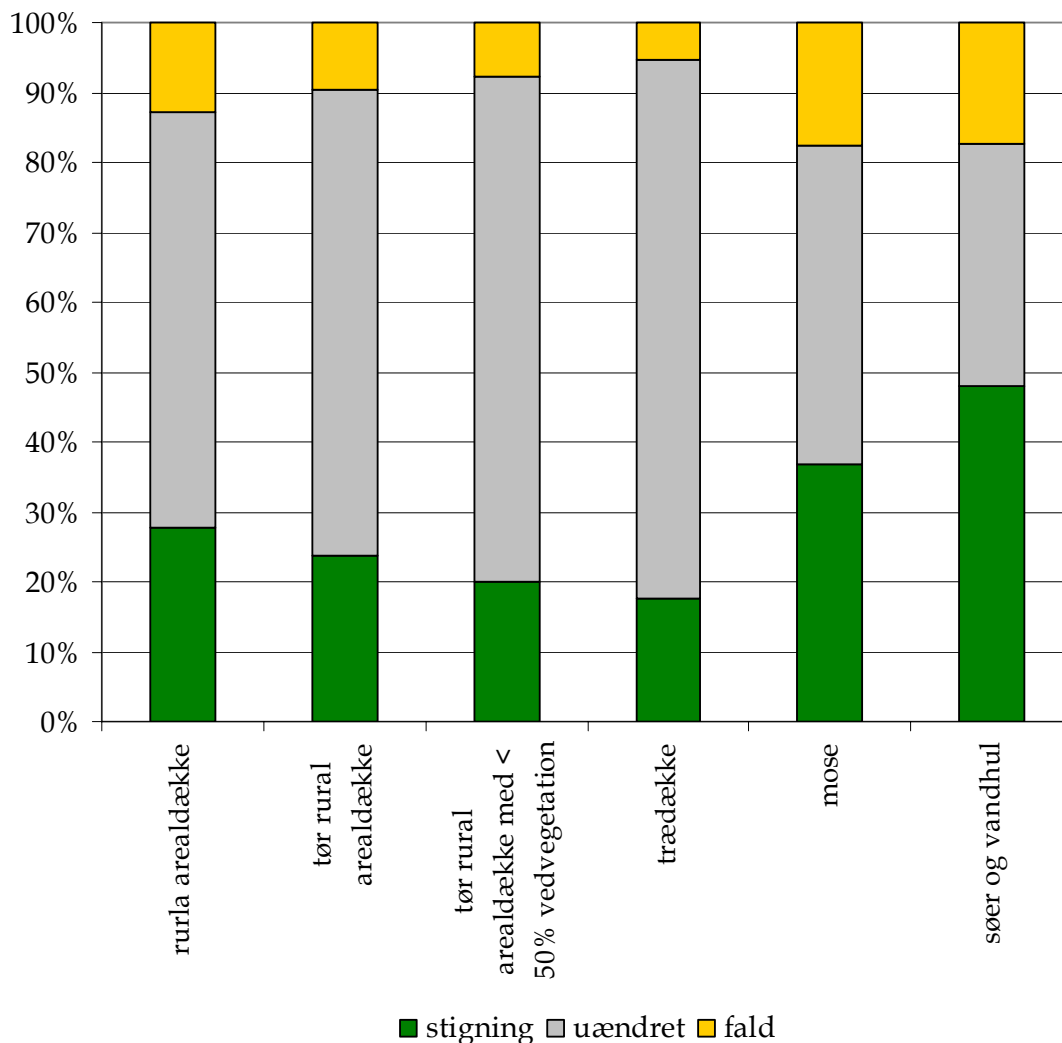
Figur 16 viser fordelingen af forskellige intervaller med vedvegetationsprocent for de forskellige arealklasser. Også her er det tydeligt at for alle arealklasser stiger andelen af intervaller med en høj vedvegetationsprocent. For tørt ruralt arealdække med <50% vedvegetation er der både i 1981 og i 1996 en ret stor andel, som har en vedvegetationsprocent over 50%. Disse arealer kunne derfor formelt måske være klassificeret som trædække, men da den samlede klassifikation af de ofte meget heterogene landskabselementer også indeholder skøn, der omfatter det samlede funktionelle præg af arealenheden, kan der godt være forskel på en sådan helhedsvurdering, og en klassifikation baseret på formelle arealmæssige træk.

Figur 16: Gennemsnitlig arealandel af forskellige intervaller for vedvegetationsprocent fra 1981 til 1996 for 12 områder på Sjælland og øerne (kun for arealer, hvor arealklassen ikke har ændret sig fra 1981 til 1996)



Figur 17 viser for hver arealklasse, hvor stor en arealandel der fra 1981 til 1996 har været berørt af en uændret, en steget og en faldet vedvegetationsprocent. Figuren viser, at stigningen ikke sker jævnt for alle arealer, men finder sted på under 50% af arealet indenfor arealklassen. Det kan også ses, at der på en ikke ringe del af arealerne (5-18%) parallelt med stigningen også er sket fald i vedvegetationsprocenten.

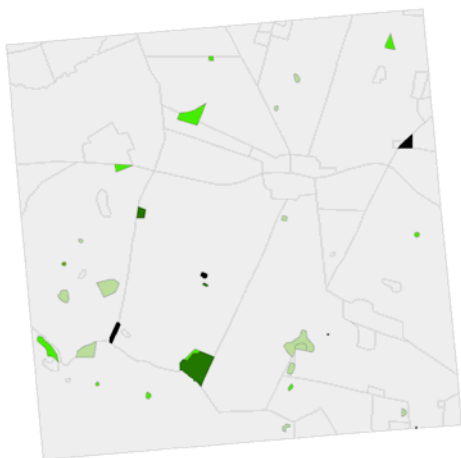
Figur 17: Gennemsnitlig arealandel af ændringer i vedvegetationsprocent fra 1981 til 1996 for 12 områder på Sjælland og øerne (kun for arealer, hvor arealklassen ikke har ændret sig fra 1981 til 1996)



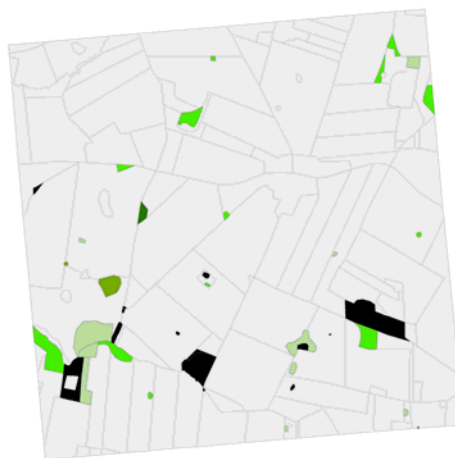
Figur 18 illustrerer ændringen i vedvegetationsprocent fra 1981 til 1996 for område 2, som er Tågerup, nord for Roskilde. Det fremgår af kortene, at det øgede vedvegetationsareal i høj grad knytter sig til områder, der i forvejen er præget af vedvegetation.

Figur 18: Ændring i vedvegetationsprocent fra 1981 til 1996 for ruralt arealdække i Tågerup, nord for Roskilde

a) arealprocentvedvegetation1981



b) arealprocentvedvegetation1996



c) ændring i arealprocentvedvegetation
1981 - 1996



arealprocent vedvegetation

0-15 %

15-25 %

25-50 %

50-75 %

>75 %

ingen vedvegetation / ingen registrering af vedvegetation

ændring i vedvegetation 1981 - 1996

tiltaget

uændret

aftaget

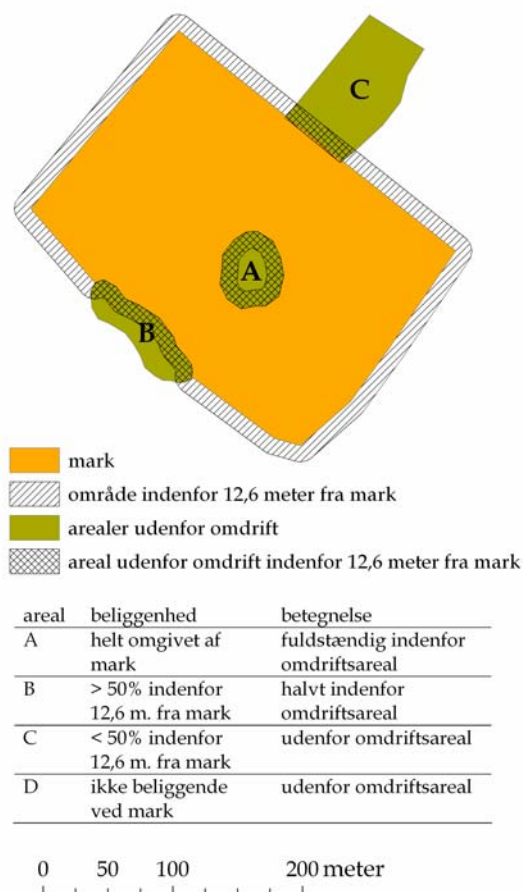
0 0.25 0.5 1 1.5 km

9. Ændringer i biotopstrukturen i forhold til markstrukturen

De følgende analyser fokuserer på, hvordan strukturelle ændringer i arealer udenfor omdrift og i levende hegn og markskel er relateret til ændringer i markgrænser, indenfor perioden fra 1991 til 2001. Fra 1991 blev de enkelte markflader registreret og afgrænset særskilt som en del af småbiotopmonitoringen. Det betyder at småbiotopdatabasen fra 1991 også indeholder detaljerede kort over markstrukturen. På baggrund af disse kort er det dels muligt at se på ændringer i markstørrelser, dels at se på ændringer i markgrænser. Markgrænser er her defineret som grænsen, altså den linie, som adskiller to markflader. I perioden fra 1991 til 2001 steg den gennemsnitlige markstørrelse med 0,3 ha fra 3,8 ha i 1991 til 4,1 ha i 2001. Denne ganske betragtelige stigning i markstørrelse på ca. 1% om året skyldes primært sammenlægning af markflader og kun i begrænset omfang at små marker er blevet taget ud af omdrift. Arealer i omdrift, og dermed marker, er med omkring 80% af arealet den dominerende arealklasse i de monitorerede områder. Strukturen af udyrkede areelle og linieformede landskabselementer kan derfor antages i høj grad at være relateret til markstrukturen og til ændringer i denne.

For at kunne analysere udyrkede arealer i forhold til markstrukturen, har det været nødvendigt at udvikle en metode til at karakterisere beliggenheden af disse arealer i forhold til markflader. Denne metode er illustreret i figur 19.

Figur 19: Metode til karakterisering af beliggenheden af arealer udenfor omdrift i forhold til omdriftsarealer



Alle arealer udenfor omdrift er grupperet i

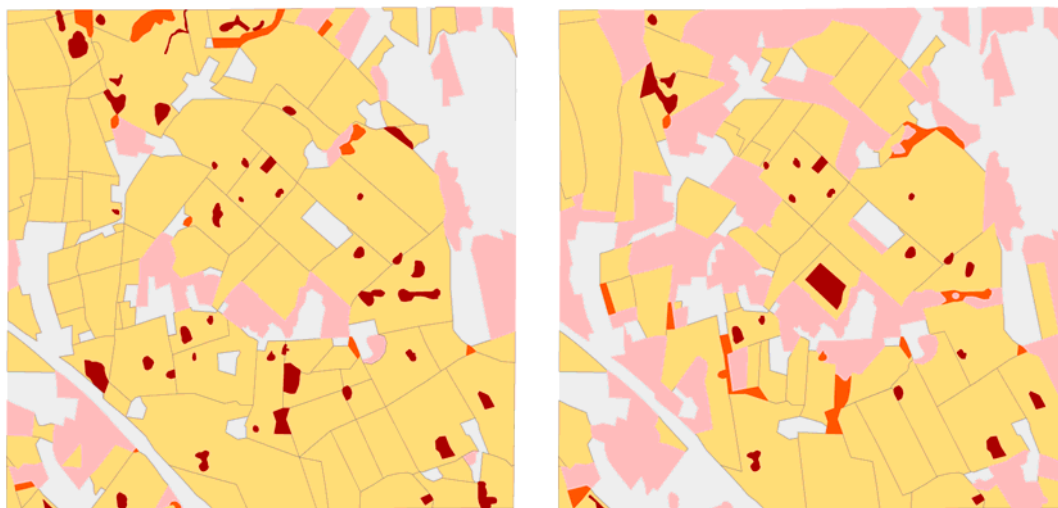
- 1) arealer, som ligger fuldstændig indenfor markfladen,
- 2) arealer som ligger halvt indenfor markfladen, og
- 3) arealer som ligger udenfor markfladen.

I figuren er areal A fuldstændig omgivet af markfladen, dvs. arealet grænser op til markfladen på alle sider. Både areal B og C grænser på én side op til markfladen. For at undgå at større arealer udenfor omdrift, som for eksempel græs udenfor omdrift eller brakarealer, bliver klassificeret som arealer med relation til markfladen, er arealer halvt indenfor markfladen blevet defineret som arealer, som har over 50% af deres areal indenfor en afstand på 12,6 meter fra en mark. 12,6 meter svarer til en radius for en cirkel på 500 m². Ved at bruge denne definition får man naturligvis en overvægt af små arealer indenfor gruppen af arealer halvt indenfor markfladen. Men det er vurderet som et rimeligt mål for graden af påvirkning fra markfladen ved siden af. I figur 19 ligger areal B således halvt indenfor marken mens både arealerne C og D er klassificeret som beliggende udenfor markfladen eller omdriftsarealet.

Figur 20: Beliggenheden af arealer udenfor omdrift i forhold til omdriftsarealer i 1991 og 2001 i område 3, Birkerød på Nordsjælland

a) 1991

b) 2001



beliggenhed af arealer udenfor omdrift
i forhold til omdriftsareal

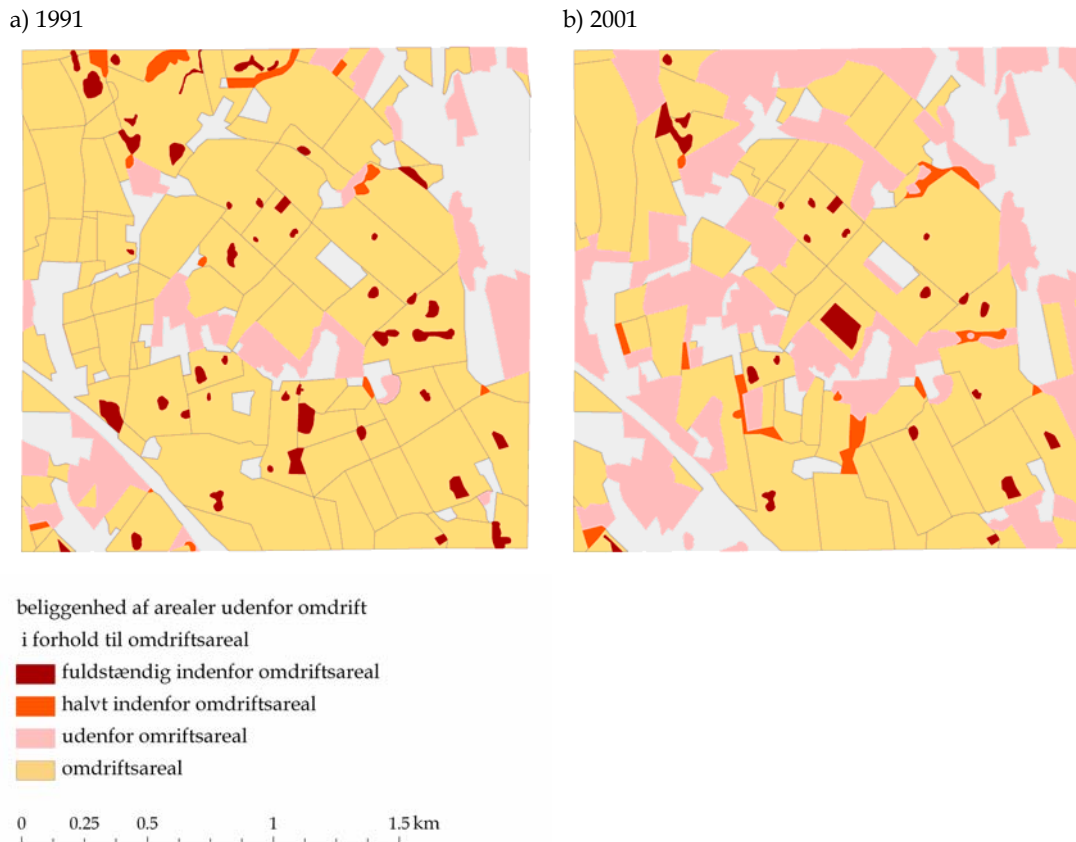
- fuldstændig indenfor omdriftsareal
- halvt indenfor omdriftsareal
- udenfor omdriftsareal
- omdriftsareal

0 0.25 0.5 1 1.5 km

Figur 20 illustrerer beliggenheden af arealer udenfor omdrift i 1991 og i 2001 i forhold til omdriftsarealer for område 3, Birkerød.

Som man kan se er arealer, som ligger fuldstændig indenfor omdriftsarealet generelt mindre end arealer halvt indenfor omdriftsarealet og især arealer udenfor omdriftsarealet.

Figur 20: Beliggenheden af arealer udenfor omdrift i forhold til omdriftsarealer i 1991 og 2001 i område 3, Birkerød.

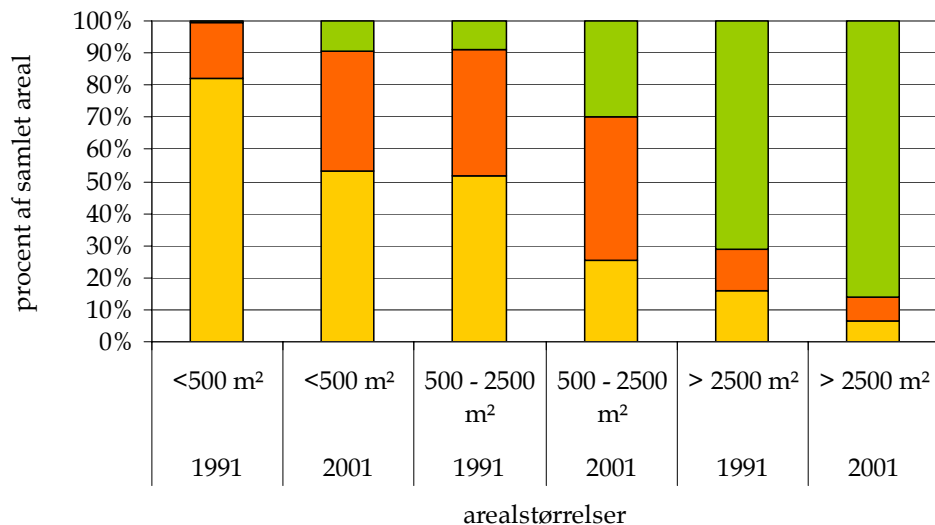


Figur 21 a (næste side) viser også denne tendens. Figuren viser dog også, at andelen af arealer beliggende udenfor omdriftsarealet er stigende indenfor alle 3 arealstørrelser. Figur 21 b viser, at for både udyrkede arealer som blev fjernet og som blev etableret fra 1991 til 2001 var den største del af arealer beliggende udenfor omdriftsarealet. Dette er naturligvis påvirket af at arealer beliggende udenfor omdriftsarealet generelt er ret store. Men når man ser på antallet af arealer, har den største andel af arealer udenfor omdrift, der er blevet fjernet i perioden 1991-2001, været beliggende fuldstændig indenfor

omdriftsarealerne. Af de nyetablerede arealer er den største andel derimod stadigvæk beliggende helt udenfor markfladen, hvilket sandsynligvis skyldes braklægning af arealer i omdrift.

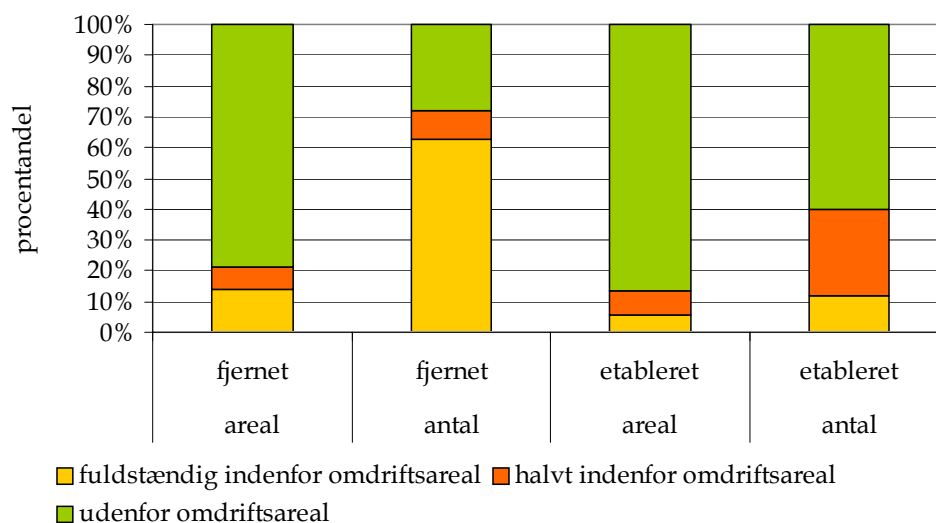
Figur 21: Ændringer i beliggenheden af arealer udenfor omdrift i forhold til omdriftsarealer fra 1991 til 2001, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne

a) beliggenhed af arealer udenfor omdrift i forhold til arealer i omdrift (arealprocent)



fuldstændig indenfor omdriftsareal halvt indenfor omdriftsareal
udenfor omdriftsareal

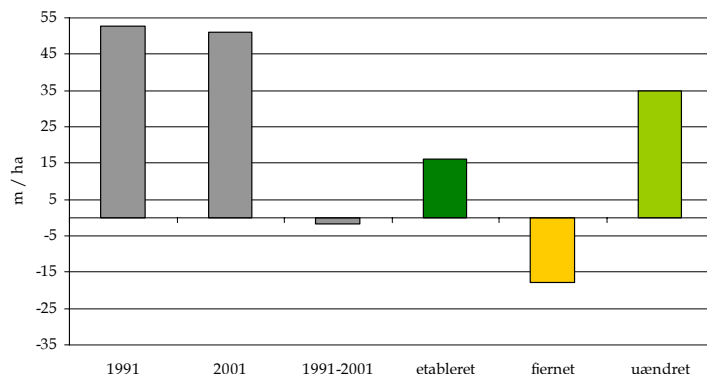
b) fjernede og etablerede arealer udenfor omdrift i relation til beliggenhed i forhold til omdriftsareal 1991-2001



fuldstændig indenfor omdriftsareal halvt indenfor omdriftsareal
udenfor omdriftsareal

Figur 22 viser netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001.

Figur 22: Netto-ændringer i forhold til positive og negative ændringer for markgrænser fra 1991 til 2001, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne

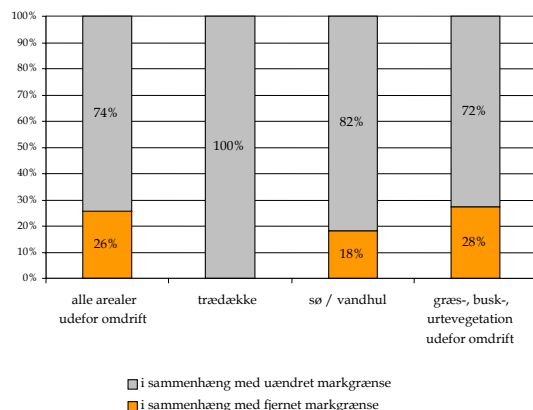


Der har været et svagt fald i længden af markgrænser per ha.. Men figuren viser også, at netto-ændringen dækker over betydelige positive og negative ændringer. Dvs. at markgrænser er meget dynamiske i rum og tid.

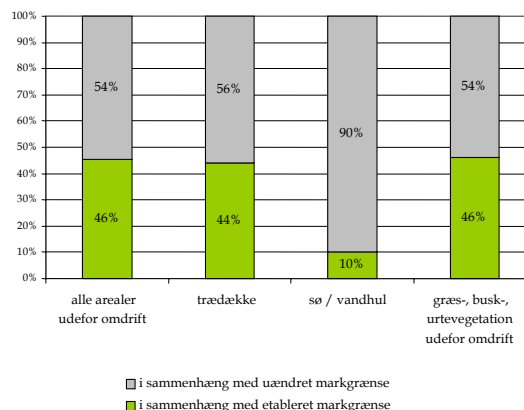
Figur 23 a og b viser, hvordan ændringer i udyrkede arealer er relateret til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001 for 12 områder på Sjælland og øerne.

Figur 23: Ændringer i arealer udenfor omdrift i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne

a) fjernede arealer udenfor omdrift i sammenhæng med ændring i markgrænser 1991-2001



b) etablerede arealer udenfor omdrift i sammenhæng med ændring i markgrænser 1991-2001



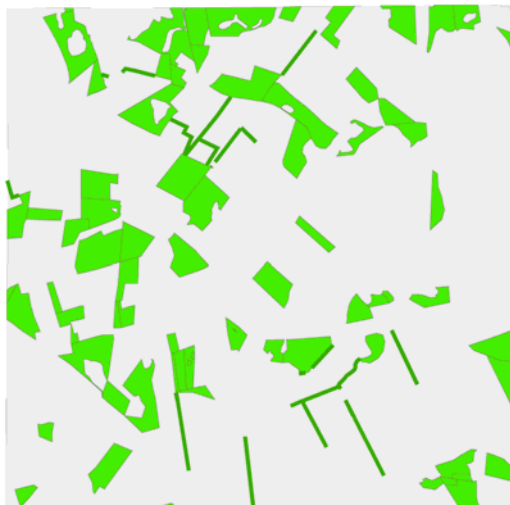
I analyserne er der set på, hvorvidt for eksempel et fjernet udyrket areal er beliggende i sammenhæng med en fjernet markgrænse. Figur 23 a viser, at 26% af alle fjernede arealer udenfor omdrift har været relateret til en fjernet markgrænse. Der er stor forskel mellem de enkelte arealklasser. Fjernet trædække er slet ikke relateret til ændringer i markgrænser, mens fjernede søer / vandhul og især fjernede arealer med græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift i højere grad er relateret til fjernede markgrænser. Figur

23 b viser, at indenfor alle klasser undtagen søer / vandhul, har næsten halvdelen af de etablerede arealer været relateret til etablerede markgrænser.

Figur 24 illustrerer ændringer i arealer udenfor omdrift i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001 i område 3, Birkerød.

Figur 24: Ændringer i arealer udenfor omdrift i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001 i område 3, Birkerød

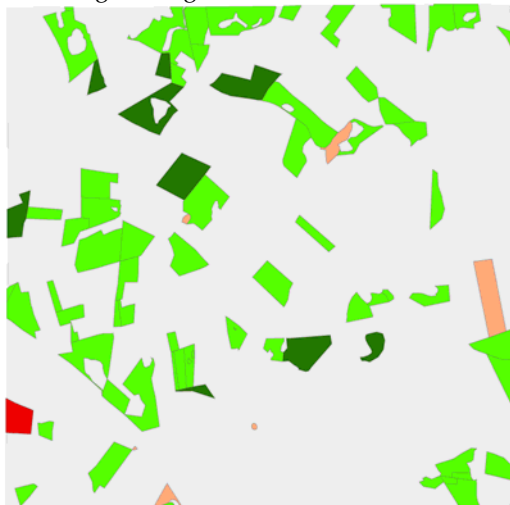
a) etablerede arealer udenfor omdrift samt etablerede markgrænser 1991-2001



b) fjernede arealer udenfor omdrift samt fjernede markgrænser 1991-2001



c) ændring i arealer udenfor omdrift i forhold til ændring i markgrænser 1991-2001



legende

- ændring i arealer udenfor omdrift
 - etableret
 - fjernet
- ændring i markgrænser
 - etableret
 - fjernet
- ændring i arealer udenfor omdrift ift. ændringer i markgrænser
 - etableret i sammenhæng med etableret markgrænse
 - etableret uden sammenhæng med etableret markgrænse
 - fjernet i sammenhæng med fjernet markgrænse
 - fjernet uden sammenhæng med fjernet markgrænse

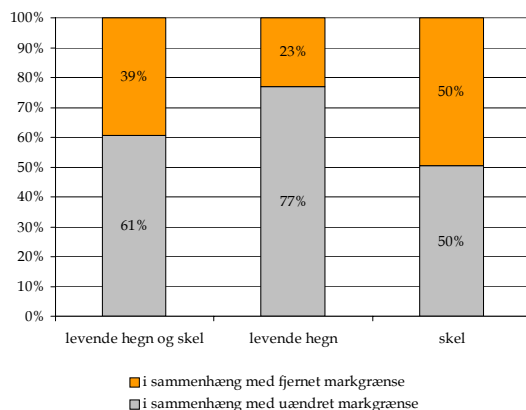
0 0.25 0.5 1 1.5 km

Den voldsomme dynamik i perioden, både i positive og negative ændringer indenfor arealer udenfor omdrift, fremgår tydeligt, men det ses også af Figur 24 c at dynamikken kun i begrænset omfang har tilknytning til ændringer i markstrukturen i form af fjernelse og etablering af markgrænser. Det gælder imidlertid ikke alle landskabselementtyper.

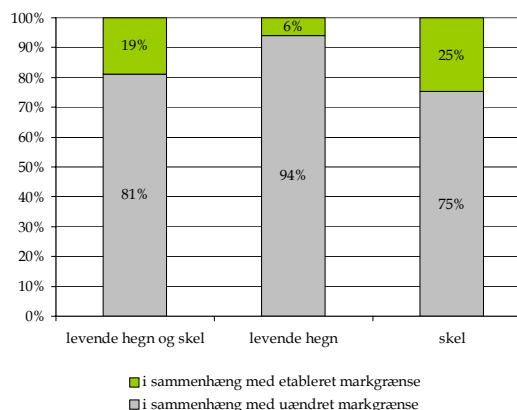
Figur 25 a og b viser ændringer i levende hegn og markskel i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001 for 12 områder på Sjælland og øerne.

Figur 25: Ændringer i levende hegn og markskel i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001, gennemsnit for 12 områder på Sjælland og øerne

a) fjernede linieelementer i sammenhæng med ændring i markgrænser 1991-2001



b) etablerede linieelementer i sammenhæng med ændring i markgrænser 1991-2001

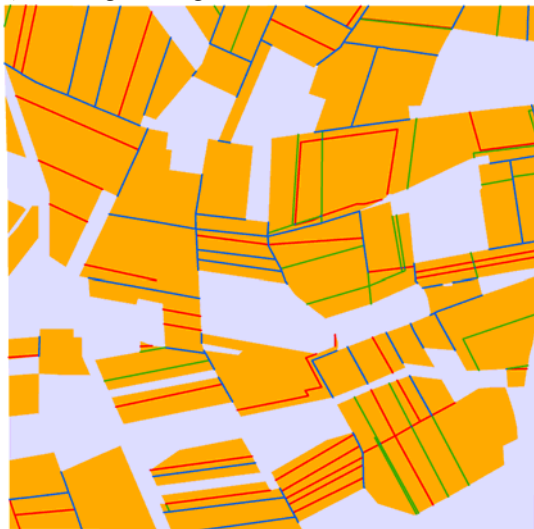


Især fjernede markskel er i høj grad relateret til fjernede markgrænser. Omvendt er både etablerede hegn og markskel kun i mindre grad relateret til etablerede markgrænser, men blev hovedsageligt etableret på allerede eksisterende markgrænser.

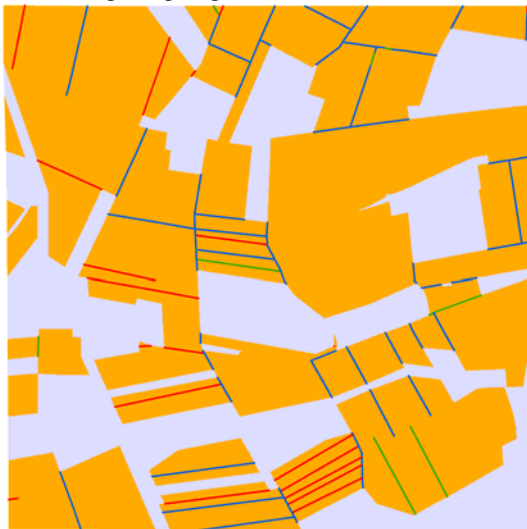
Figur 26 illustrerer ændringer i levende hegn og markskel i forhold til ændringer i markgrænser for 1991 til 2001 for område 9, som er Bøtø på Sydfalster.

Figur 26: Ændringer i levende hegn og markskel i forhold til ændringer i markgrænser fra 1991 til 2001 i område 9, Bøtø på Sydfalster

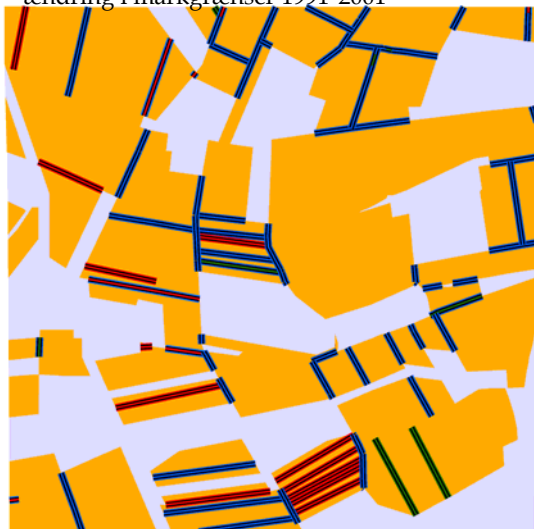
a) ændring i markgrænser 1991-2001



b) ændring i hegn og skel 1991-2001



c) ændring i hegn og skel i forhold til ændring i markgrænser 1991-2001



areal i omdrift i 1991 og i 2001

etableret

fjernet

uændret

etableret hegn/skel på etableret markgrænse

etableret hegn/skel på uændret markgrænse

fjernet hegn/skel på fjernet markgrænse

fjernet hegn/skel på uændret markgrænse

uændrett hegn/skel på uændret markgrænse

0 0,25 0,5 1 1,5 km

10 Rumlig struktur: Shape indeks

Det såkaldte shape indeks er et simpelt mål for kompleksiteten i et areals rumlige struktur, knyttet til forholdet mellem arealets størrelse og omfanget og forløbet af dets grænse (perimeter) til omgivende arealer.

Indekset beregnes som:

$$\text{Shape indeks} = 1 - \frac{P_{\min}}{P_{ij}},$$

hvor P_{\min} er den mindst mulige omfang (perimeter) for et areal, (dvs. længden af en perimeter for en cirkel med arealets størrelse) og P_{ij} er arealets faktiske perimeter. Jo mere et areal afviger fra cirkelformen desto mere komplekst er dets struktur og desto større bliver shape indekset.

Indekset antager værdier mellem 0 og 1, hvor 1 svarer til en cirkel, mens 0 svarer til et areal, der er så komplekst ('bugtet'), så grænsen til omgivelserne faktisk fylder hele fladen ud.

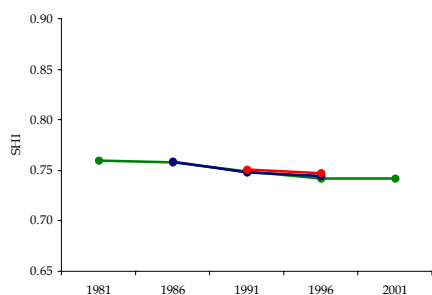
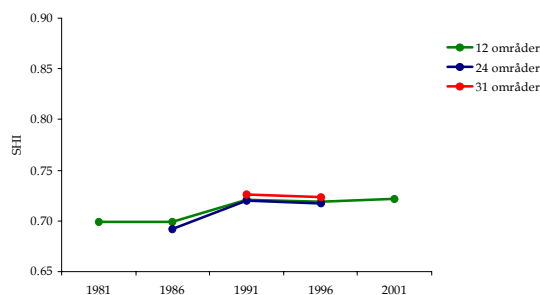
Figur 26 a - f viser udviklingen i shape indekset for forskellige arealklasser fra 1981 til 2001.

For alle arealklasser tilsammen falder indekset gennem perioden. Arealerne er altså blevet mindre komplekse.

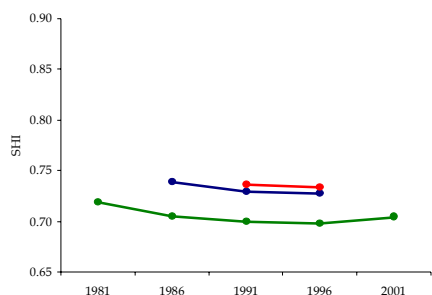
Men udviklingen varierer meget mellem de enkelte klasser og gennem perioden. For eksempel stiger kompleksiteten for arealer i omdrift især mellem 1991 og 1996. Til sammenligning bliver arealer med græs-, busk- og urtevegetation udenfor omdrift mindre komplekse i perioden frem til 1996.

Figur 26: Shape indeks for forskellige arealklasser fra 1981 til 2001 (gennemsnit over alle områder)

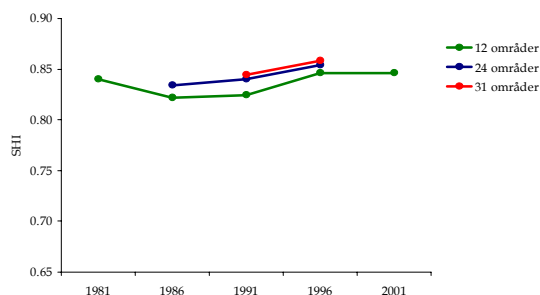
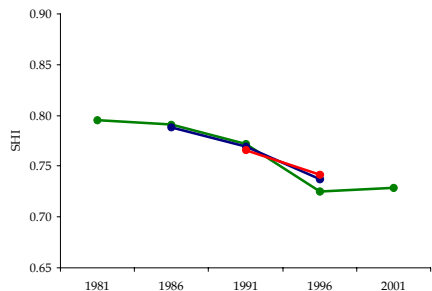
a) alle arealklasser

b) arealer i omdrift
(indtil 1991 inkl. brak)

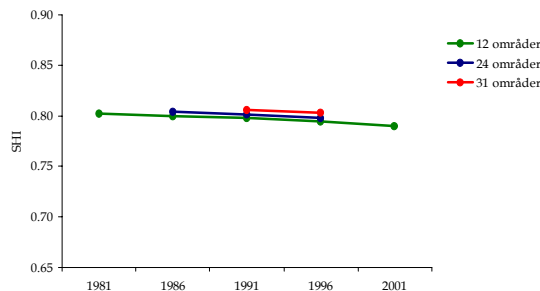
c) trædække



d) søer og vandhul

e) græs-, busk- og urtearealer udenfor omdrift
(fra 1991 inkl. brak)

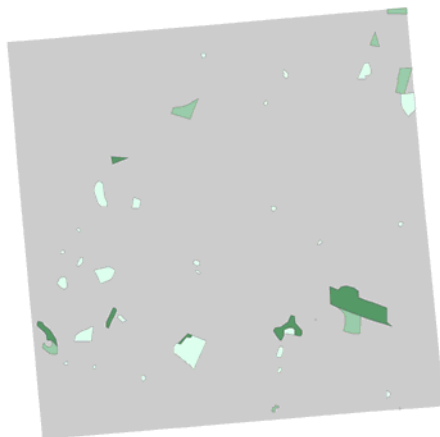
f) bebyggelse og befæstede arealer



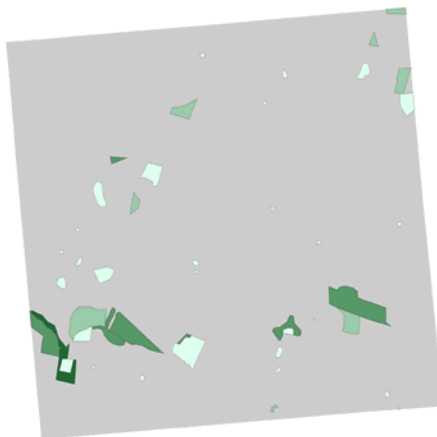
Figur 27 (næste side) illustrerer udviklingen i shape indekset for arealer udenfor omdrift fra 1981 til 2001 i område 2, Tågerup, nord for Roskilde. For hvert årstal er endvidere angivet det gennemsnitlige shape index for alle arealer udenfor omdrift.

Figur 27: Udvikling i shape indeks for arealer udenfor omdrift fra 1981 til 2001 i område 2, Tågerup, nord for Roskilde.

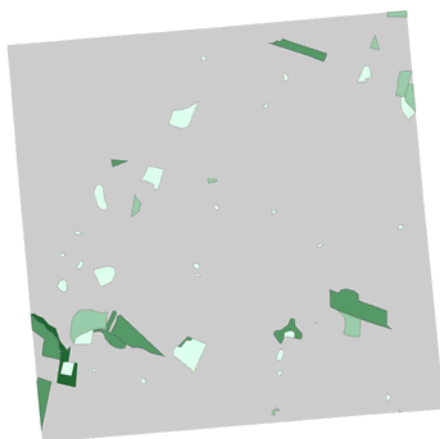
a) 1981: Shape index = 0,18



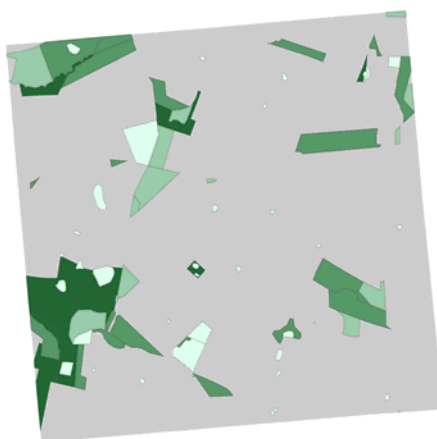
b) 1986: Shape indeks = 0,21



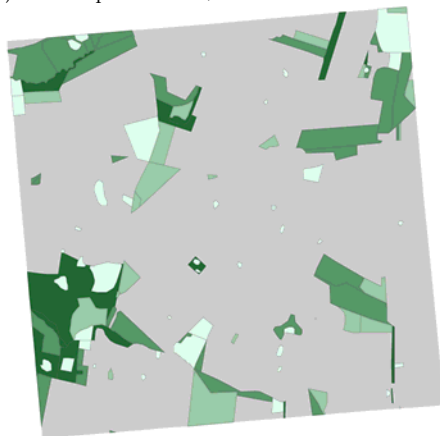
c) 1991: Shape indeks = 0,21



d) 1996: Shape indeks = 0,25



e) 2001: Shape indeks = 0,27



Shape Indeks

< 0,2

0,2-0,3

0,3-0,45

>0,45

i omdrift / urban eller bebygget areal

0 0,25 0,5 1 1,5 km

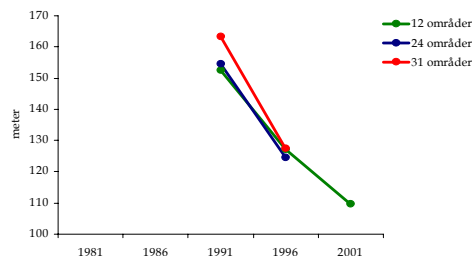
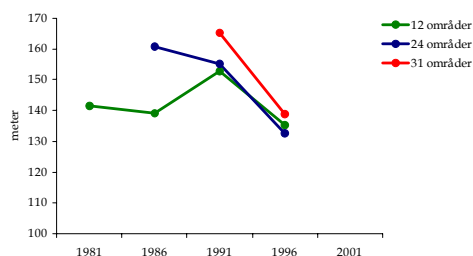
11. Rumlig sammenhæng: Euklidisk afstand

Et mål for rumlig sammenhæng i landskabet er den euklidiske afstand mellem arealer, som har samme arealklasse. Med udgangspunkt i teorier omkring spredning af arter er det relevant at se på hvor langt der er fra et habitat til det nærmeste habitat af samme type. Den euklidiske afstand beregnes som den korteste direkte afstand mellem to arealer fra kant til kant. I figur 28 a – b er den gennemsnitlige euklidiske afstand beregnet for arealer udenfor omdrift. Fordi det ikke var muligt at udskille brakarealer i 2001 viser figur 28 a euklidisk afstand for arealer udenfor omdrift eksklusive brakarealer fra 1981 til 1996 og figur 28 b for arealer udenfor omdrift inklusive brakarealer fra 1991 til 2001. Figurerne viser at udviklingen indtil 1991 varierer mellem de tre områdegrupper, mens perioden fra 1991 til 2001 er kendetegnet af et betydeligt fald i den euklidiske afstand. Dette gælder også for udviklingen hvor brakarealer ikke er taget med. Det indikerer, at det ikke alene er braklægningerne efter 1991, som skaber en større rumlig sammenhæng mellem udyrkede arealer.

Figur 28: Euklidisk afstand til nærmeste areal med samme arealklasse for arealer udenfor omdrift fra 1981 til 2001 (gennemsnit over alle områder)

a) arealer udenfor omdrift ekskl. brakarealer

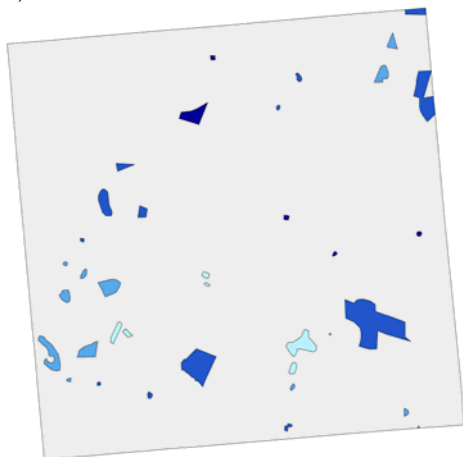
b) arealer udenfor omdrift inkl. brakarealer



Figur 29 illustrerer ændringen i euklidisk afstand for udyrkede arealer eksklusive brak fra 1981 til 1996 i område 2 Tågerup, nord for Roskilde. Som det ses, er der i dette område ikke nogen nævneværdig ændring i den euklidiske afstand mellem arealer udenfor omdrift, eksklusiv brakarealer, op gennem perioden.

Figur 29: Udvikling i euklidisk afstand til nærmeste areal med samme arealklasse for arealer udenfor omdrift (ekskl. brakarealer) fra 1981 til 1996 i område 2, Tågerup, nord for Roskilde

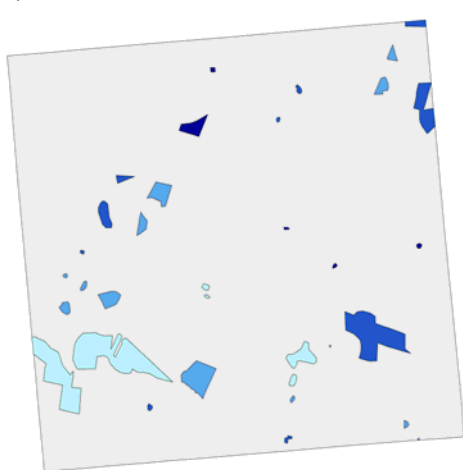
a) 1981: ENN = 109



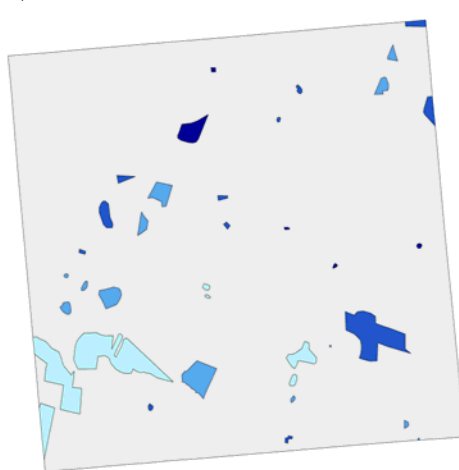
b) 1986: ENN = 107



c) 1991: ENN = 106



d) 1996: ENN = 106



ikke biotop
euklidisk afstand til nærmeste biotop
< 50 m
50 - 100 m
100 - 200 m
> 200 m

0 0.25 0.5 1 1.5 km

12. Proximity indeks

Et andet mål for rumlig sammenhæng, som delvis er baseret på den euklidiske afstand, men som også tager arealernes størrelse med i beregningerne, er det såkaldte proximity indeks (Gustafson and Parker 1992). Indekset er baseret på ø-biogeografi teorien (Levins 1979) som går ud på, at en populations overlevelse dels afhænger af arealet der står til rådighed som habitat, dels af afstanden mellem habitater.

Proximity beregnes som:

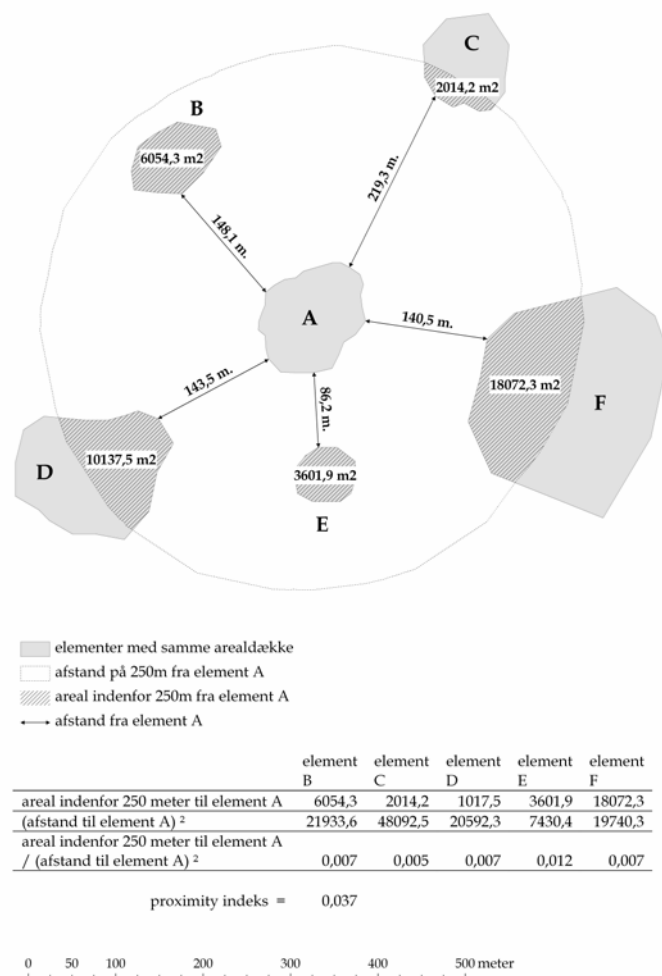
$$\text{PROX} = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2},$$

hvor a er arealet af andre arealer af samme type indenfor en defineret afstand fra habitatet eller elementet og h er den euklidiske afstand til disse arealer, målt fra kant til kant.

Proximity indekset er ≥ 0 . Indekset vil være $= 0$, hvis der ikke er andre arealklasser af samme type indenfor den definerede søgeradius og stiger med størrelsen af arealer af samme type indenfor søgeradiusen og med en mindre afstand til disse arealer.

Beregningen kræver en definition af hvad der skal forstås ved en maksimal afstand eller søgeradius fra det areal eller element for hvilket proximity skal beregnes. Her er der valgt en afstand på 250 meter fra landskabselementets kant. Dette valg er ikke baseret på empiriske data for hvor langt en specifik art bevæger sig, men er valgt af praktiske grunde. En større afstand ville blive for stor i forhold til selve undersøgelsesområdernes størrelse, som er 2 X 2 km, og en mindre afstand ville have resulteret i mange elementer med en værdi $= 0$, fordi der ikke ville være andre arealer med samme arealklasse indenfor søgeradiusen. Figur 30 beskriver beregningen for et tænkt element. Indenfor en søgeradius på 250 meter fra element A ligger der fem elementer B – F med samme arealklasse. Det skraverede areal er det areal af elementerne B – F, som ligger indenfor 250 meter fra element A. Tabellen viser selve beregningen af indekset. For at undgå kanteffekter, er beregningen kun blevet udført for elementer, som ligger mindst 250 meter fra områdernes afgrænsning eller kant. Dog er arealer indenfor 250 meter fra områdernes kant taget med som beregningsgrundlag.

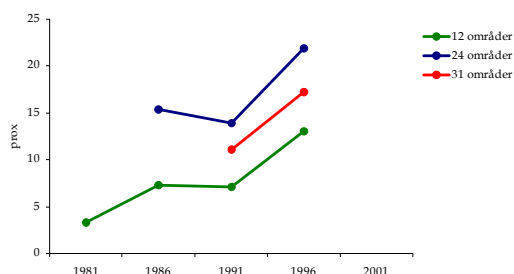
Figur 30: Metoden til beregning for proximity



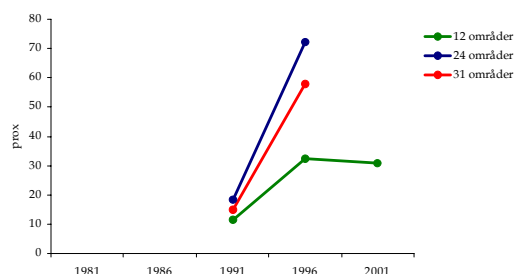
I figur 31 a – b er den gennemsnitlige proximity afstand beregnet for arealer udenfor omdrift. Fordi det ikke var muligt at udskille brakarealer i 2001, viser figur 31 a proximity for arealer udenfor omdrift eksklusive brakarealer fra 1981 til 1996 og figur 31 b for arealer udenfor omdrift inklusive brakarealer fra 1991 til 2001.

Figur 31: Proximity for arealer udenfor omdrift fra 1981 til 2001 (gennemsnit over alle områder)

a) arealer udenfor omdrift ekskl. brakarealer



b) arealer udenfor omdrift inkl. brakarealer

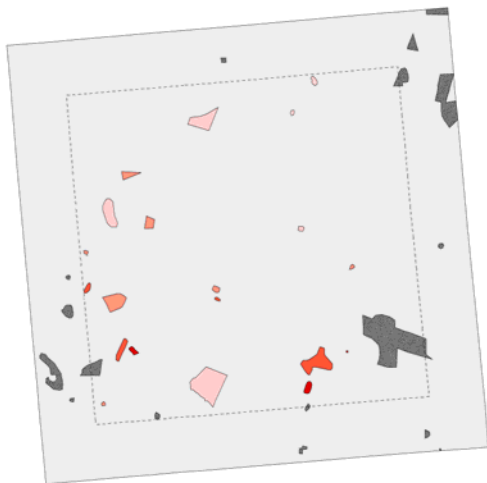


Figureerne viser at udviklingen har været karakteriseret af en stigning i proximity fra 1981 til 1986, relativ stabilitet frem til 1991 og en stærk stigning indtil 1996. Fra 1996 til 2001 faldt proximity let. Arealer udenfor omdrift er altså (især i perioden 1991-96) i gennemsnit kommet tættere på lignende arealer, hvilket, alt andet lige, må siges at øge spredningsmulighederne for arter, der er knyttet til arealer udenfor omdrift.

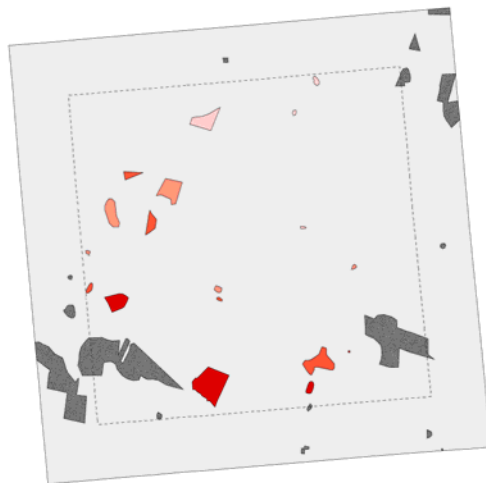
Figur 32 (næste side) illustrerer ændringen i proximity for udyrkede arealer eksklusive brak fra 1981 til 1996 i område 2 Tågerup. Det ses, hvordan proximity-indekset følger mønstret i udviklingen for de 12 øst-danske områder, men i øvrigt ligger på et lavere niveau.

Figur 32: Udvikling i proximity indekset for arealer udenfor omdrift (ekskl. brakarealer) fra 1981 til 1996 i område 2, Tågerup, nord for Roskilde

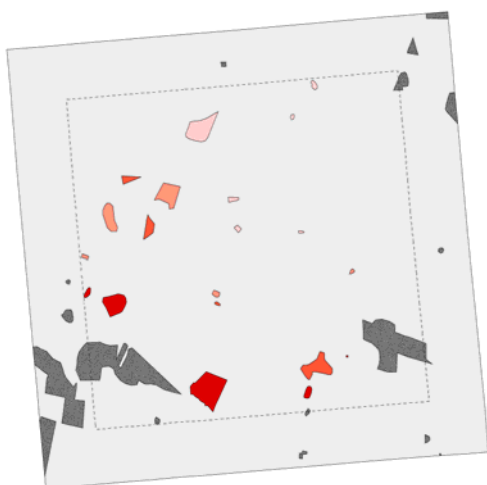
a) 1981: PROX = 1,30



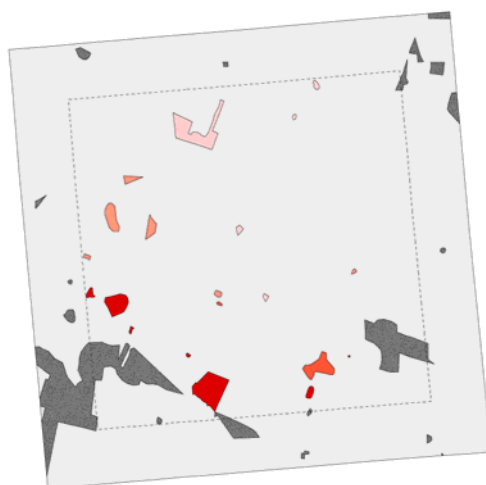
b) 1986: PROX = 2,48



c) 1991: PROX = 2,31



d) 1996: PROX = 3,18



legende

- 250m afstand fra områdefægrænsing
- biotop indenfor 250m fra områdefægrænsing
- ikke biotop
- proximity for biotoper
 - < 0,3
 - 0,3 - 1
 - 1 - 3
 - > 3

0 0.25 0.5 1 1.5 km

13 Heterogenitet og diversitet

Ved landskabets diversitet forstås landskabets forskelligartethed hvad angår antal og areal af forskellige landskabselementtyper. Landskabets heterogenitet knytter sig til rumlige forskelligartethed, hvad angår landskabselementtyper, og kan bl.a. bruges til at skelne mellem 'stor-skala-landskaber' med få landskabselementer pr. arealenhed, og 'små-skala-landskaber med mange landskabselementer pr. arealenhed. To landskaber, der har samme landskabsdiversitet, dvs. indeholder samme antal landskabselementtyper, med samme arealmæssige %-fordeling af de forskellige landskabselementtyper, godt have meget forskellig landskabsheterogenitet, hvis f.eks. landskabselementtyperne i det ene tilfælde er spredt mellem hinanden i mange små elementer, og i det andet er samlet i større rumligt strukturerede former.

Til beregninger af landskabernes rumlige heterogenitet og diversitet er der blevet anvendt to forskellige indikatorer.

Heterogenitetsindekset eller HIX blev udviklet for en lignende monitorering af landbrugslandskaber i Norge (Fjelstad et al. 2001), men er her blevet anvendt i en meget forsimplet udgave: HIX er beregnet for et kvadratnet på 100 meter, som er fundet egnet til at differentiere små- og storskalalandskaber i det danske agerland. . For hver node i nettet er arealtypen registreret, sammenlignet med arealtypen i både horisontale og vertikale naboskaber, og der beregnes en værdi som det faktiske antal forskellige naboskaber divideret med det maksimalt mulige antal forskellige naboskaber. HIX udregnes som gennemsnittet af de beregnede værdier i alle noder. HIX går altså fra 0 til 1 og stiger med stigende heterogenitet. Et landskab udformet som et skakbræt med en feltbredde på 100 ville give et HIX-index på 1.

Simpsons diversitetsindeks, er et mål for den arealmæssige fordeling af forskellige arealklasser. Indekset beregnes som:

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2 ,$$

hvor P_i er arealandelen af elementtype i . Simpsons diversitetsindeks ligger mellem 0 og 1 og stiger med stigende diversitet.

Figur 33 a og b viser, at både heterogeniteten og diversiteten er steget gennem hele perioden fra 1981 til 2001. Stigningen er særlig stærk mellem 1991 og 1996, hvilket sandsynligvis skyldes en diversificering af arealdækket som følge af braklægnings. Figurene viser også, at både heterogenitet og diversitet generelt er højest i de 12 områder på Sjælland og øerne.

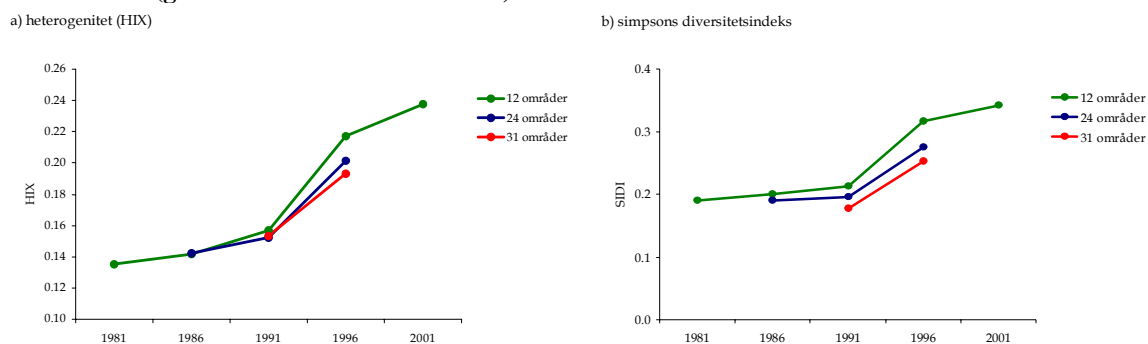
Figur 33: Udvikling i heterogenitet (HIX indekset) og i diversitet (Simpsons diversitetsindeks) fra 1981 til 2001 (gennemsnit over alle områder)

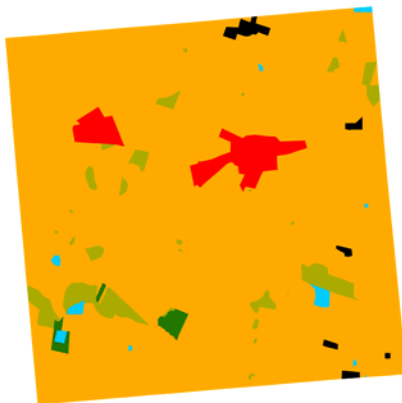
Fig. 34 viser udviklingen af HIX-index og Simpsons diversitetsindeks i område 2 Tågerup. Det ses at udviklingen her ligger på niveau med de øvrige østdanske områder, men at stigningen af begge indikatorer har været betydeligt mere markant end gennemsnittet.

Figur 34: Udvikling i heterogenitet (HIX) og diversitet (Simpsons diversitetsindeks) for alle arealklasser fra 1981 til 2001 i område 2, Tågerup, nord for Roskilde

a) 1981: HIX = 0,10; SDI = 0,12



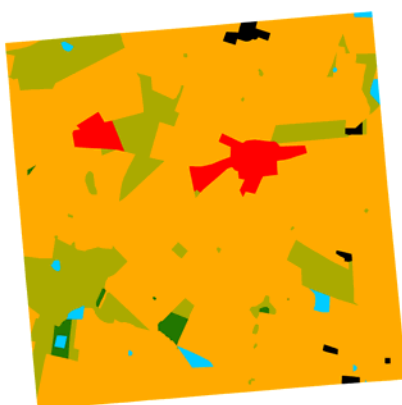
b) 1986: HIX = 0,14; SDI = 0,17



c) 1991: HIX = 0,15; SDI = 0,18



d) 1996: HIX = 0,24; SDI = 0,35



e) 2001: HIX = 0,25; SDI = 0,38



arealanvendelse

- i omdrift
- frugt-/ bærplantage
- trædække
- sø / vandhul
- græs-, busk-, urteareal udenfor omdrift
- bebyggelse
- urban

0 0.25 0.5 1 1.5 km

14. Tilknytning til CORINE land cover

I et forsøg på at sammenligne udviklingstræk baseret på småbiotopsmonitoringen med udviklingstræk på et national og et EU niveau, er der udarbejdet en sammenlignende analyse af småbiotopdata fra 1991 og 2001 med data fra CORINE arealkortlægningen fra 1990 og 2000. Selv om også CORINE kortlægningen er en registrering af arealdække adskiller den sig på mange måder fra småbiotopmonitoringen primært fordi den er gennemført i en anden målestok.

CORINE kortlægningen er en fladedækkende kortlægning for alle lande i EU med data for arealdække for alle europæiske lande for årene 1990 og 2000. Både selve klassificeringen og den rumlige afgræsning af arealklasserne er langt mere grov end i småbiotopsmonitoringen. Dels er mindstestørrelsen for kortlægning i CORINE 25 ha (altså 250 000 m² sammenlignet med 10 m² i småbiotopsmonitoringen), dels bruges der i CORINE langt mere heterogene arealklasser. Endelig er CORINE klassifikationen baseret på en visuel tolkning af forskellige arealdata, primært fra satellitfotos. I alt indgår der 30 arealklasser i den danske CORINE kortlægning. Det lille målestoksforhold betyder, at der for eksempel ikke registreres homogene arealtyper som landbrugsarealer i omdrift men forskellige relativt heterogene landsbrugsklasser, såsom ikke kunstvandet landbrugsareal, kompleks dyrkningsmønster eller blandet landbrug og naturområder. I disse klasser indgår der således både omdriftsarealer, arealer udenfor omdrift og andre arealklasser.

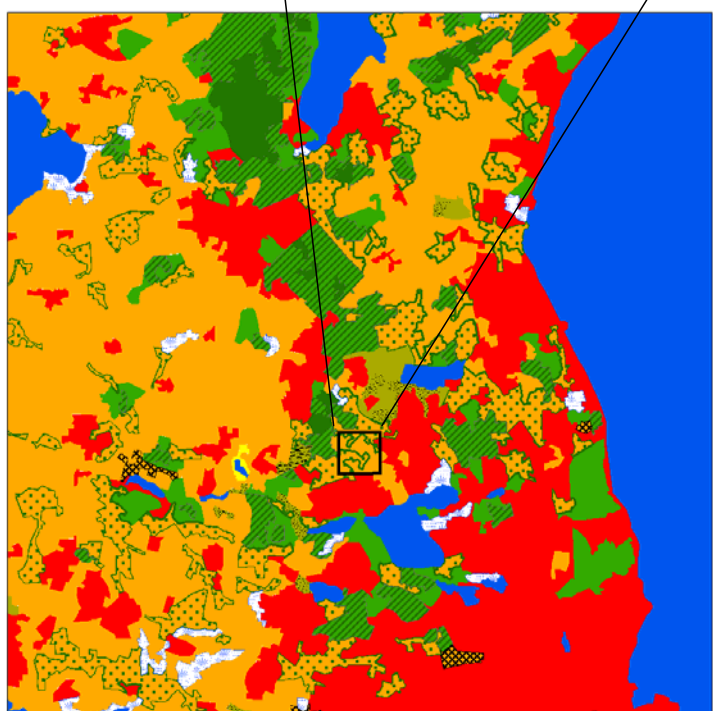
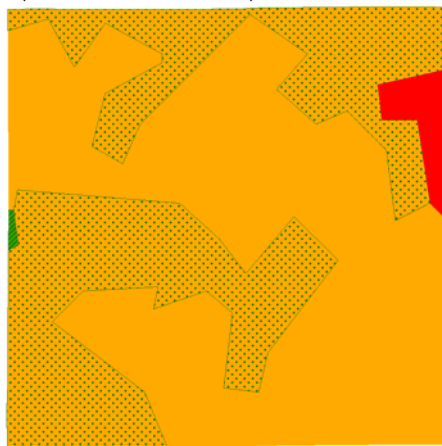
For område 3, Birkerød i Nordsjælland, illustrerer figur 35 forskellen i arealkortlægningen mellem småbiotopsmonitoringen og CORINE. Mens småbiotopkortlægningen består af en mosaik af mange forskellige arealklasser, består samme område i CORINE kortlægningen kun af tre forskellige klasser. Figuren viser også, at selve den rumlige variation i arealdække for CORINE først kommer til udtryk på et langt højere rumligt niveau.

Figur 35: Sammenligning mellem småbiotopskortlægningen i 1991 og CORINE arealkortlægningen i 1990 for område 3, Birkerød på Nordsjælland

**Småbiotopsregistrering 1991
(område 3, Birkerød)**

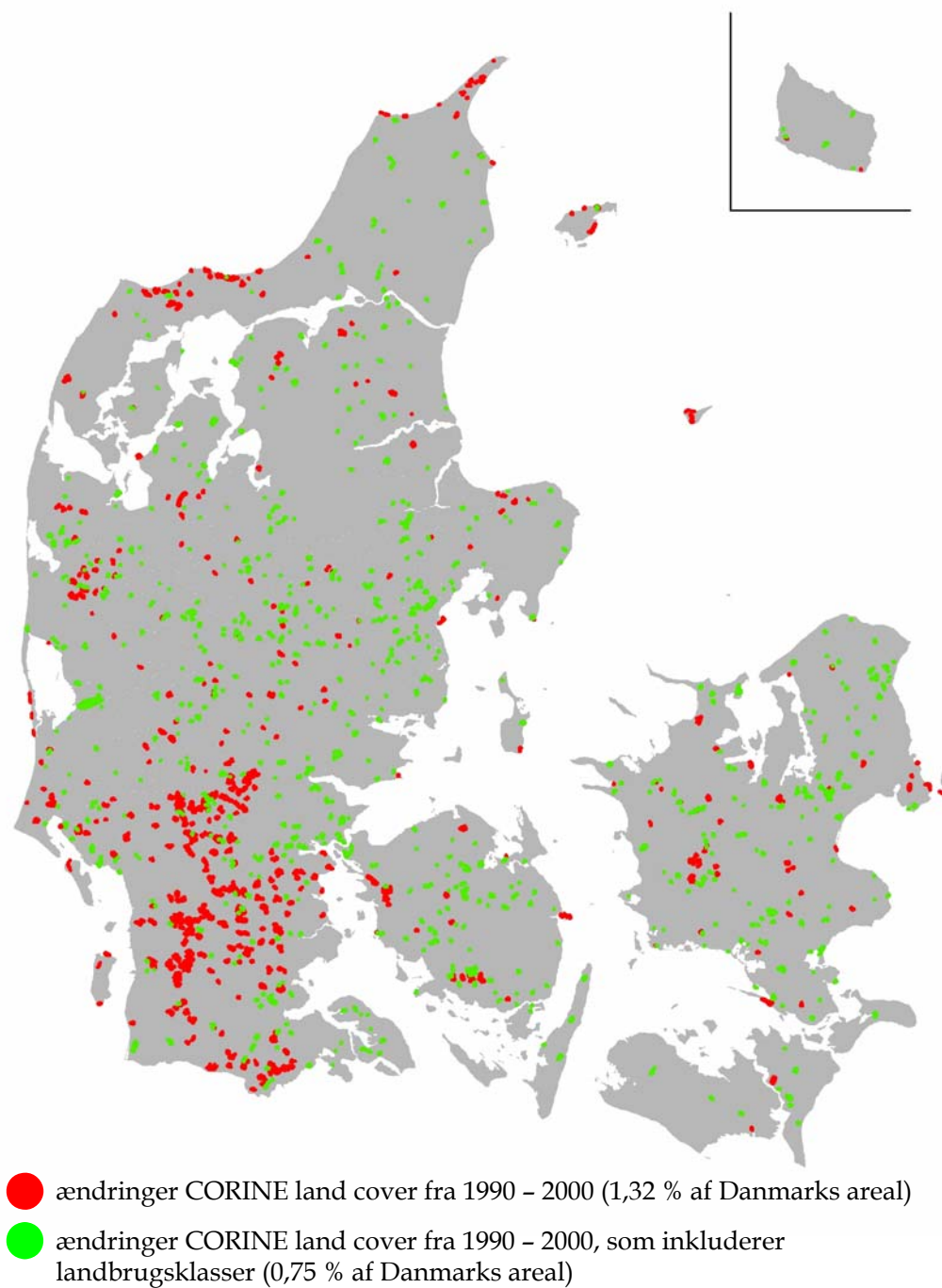


**CORINE Land Cover 1990
(område 3, Birkerød)**



Den mere grove rumlige opløsning og klassifikation i CORINE har betydelige konsekvenser for en analyse af ændringer i arealklasser.

Figur 35: Ændringer i arealdække ifølge CORINE arealkortlægning fra 1990 og 2000



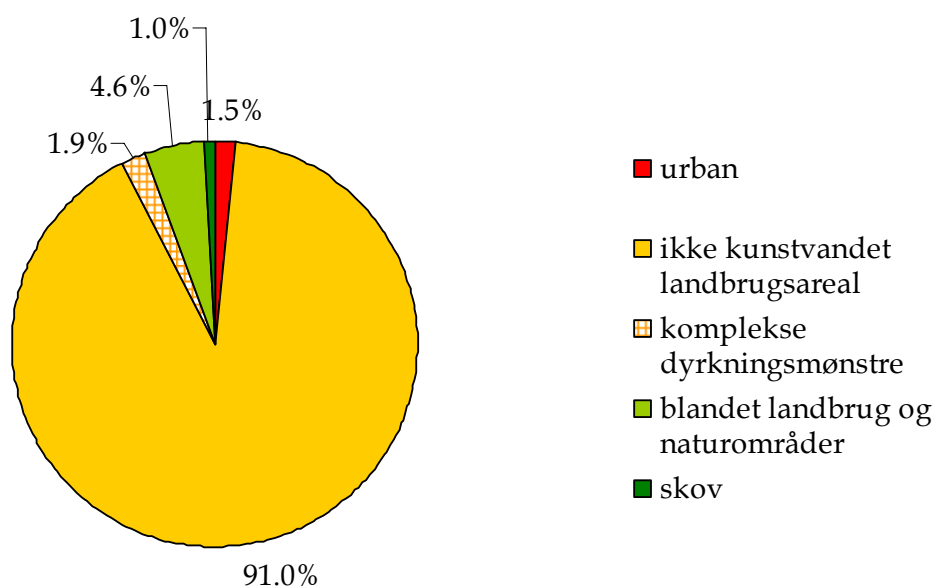
En sammenligning af CORINE kortlægningen i 1990 og 2000 viser, at kun 1,32% af Danmarks areal i denne periode har været berørt af en ændring i arealdække (Figur 36). Omkring halvdelen af ændringerne er overgang fra skov til degraderet skov, som primært skyldes de voldsomme stormfald under efterårsstormen i 1999. En anden ændring er fra landbrugsareal til urban anvendelse (ca. 11% af alle ændringer) og fra landbrugsareal til skov, altså skovrejsning (ca. 11% af alle ændringer). Ved anvendelse af CORINE land cover til overvågning af arealændringer skal man gøre sig klart, at kun ændringer, hvori der indgår arealer på mindst 25 ha, viser sig i CORINE kortlægningen. Som analyserne i denne rapport bl.a. har vist, er de fleste ændringer i landbrugslandskabet relateret til arealer på langt mindre end 25 ha. Det betyder at disse ændringer ikke bliver registreret som en del af CORINE kortlægningen. I alt er det ifølge CORINE kun ca. 1/3 af alle ændringer mellem 1990 og 2000 (eller under 1,5% af Danmarks areal), som er relateret til landbrugslandskabet.

Hvis ændringer som relaterer sig til mindre arealstørrelser sammenlagt er store nok, ville disse i princippet kunne gøre sig gældende i CORINE. Fra 1990 til 2000 udgør ændringer fra en CORINE landbrugsklasse til en anden CORINE landbrugsklasse dog kun knap 7% af samtlige ændringer. Man kan derfor konkludere, at de betydelige ændringer man kan se på baggrund af småbiotopmonitoringen ikke bliver ”fanget” af CORINE kortlægningen.

Adskillelse af CORINE klasser ved hjælp af småbiotopsmonitoringen

Figur 37 viser den arealmæssige fordeling af CORINE klasser indenfor de 31 undersøgelsesområder for småbiotopmonitoringen.

Figur 37: Arealfordeling af CORINE klasser for 31 småbiotops-områder i 1990



Ikke-kunstvandet landbrugsareal er med over 90% af arealet den mest dominerende klasse. Blandet landbrug og naturområder udgør knap 5% af arealet, mens urbane arealer, komplekse dyrkningsmønstre og skov udgør meget lidt af de 31 områders areal.

For at kunne se på, hvordan CORINE klassifikationen er relateret til småbiotopsmoniteringen, blev CORINE klasserne analyseret mht. karakteristika fra småbiotopmoniteringen. I praksis blev alle CORINE klasser i de 31 undersøgelsesområder inddelt i kvadrater på 25 ha (altså 500x500 m, svarende til mindstestørrelsen for registrering i CORINE). Derefter blev dette CORINE kort for 1990 lagt sammen med småbiotopsregistreringen for 1991 og for hvert kvadrat blev der beregnet tæthed af forskellige arealklasser (arealprocent for arealer, m/ha for linier) samt heterogenitetsindekset. Resultaterne er vist som gennemsnittet for de enkelte CORINE klasser.

Tabel 4 viser karakteristika fra småbiotopsmoniteringen i 1991 for CORINE klasserne i de 31 områder i 1990.

Tabel 4: Karakteristika fra småbiotopkortlægningen i 1991 for CORINE klassifikationen på øverste niveau i 1990 for 31 undersøgelsesområder (gennemsnitlig arealprocent for CORINE klasser beregnet for kvadrater på 25 ha – 500x500 m)

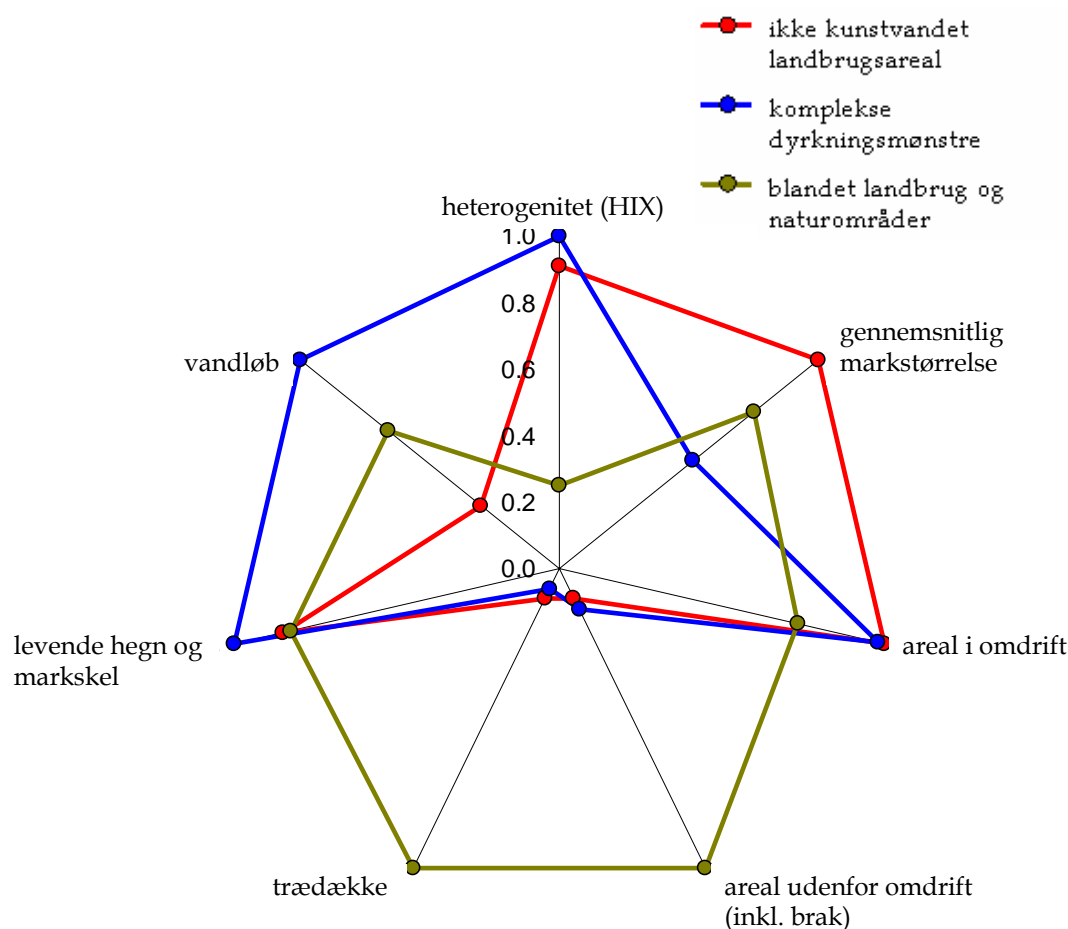
Småbiotopklasser CORINE klasser	Arealprocent for areal i omdrift	Arealprocent for trædække	Arealprocent for urban og bebyggelse
Urban	21,6 %	0,3 %	76,3 %
Landbrug	90,7 %	2,6 %	1,3 %
Skov	14,4 %	29,1 %	0,3 %

Landbrug er her ikke inddelt i undergrupper. Figuren viser, at de tre CORINE klasser adskiller sig fra hinanden mht. arealprocenterne for areal i omdrift (størst for CORINE klassen landbrug), trædække (størst for CORINE klassen skov) og for urban og bebyggelse (størst for CORINE klassen urban). For CORINE skovklassen er det værd at bemærke, at størstedelen af den resterende arealprocent på 56,4% knytter sig til græs-, busk- og urtearealer udenfor omdrift, områder, der netop i disse år viser en markant stigning i vedvegetationsarealet (ikke vist i tabellen).

På dette overordnede niveau er der altså en klar relation mellem CORINE klasserne og data fra småbiotopmoniteringen.

Figur 38 viser den samme analyse for de tre landbrugsrelaterede arealklasser i CORINE.

Figur 38: Karakteristika fra småbiotopskortlægningen i 1991 for landbrugsrelaterede arealklasser i CORINE klassifikationen på andet niveau i 1990 for 31 undersøgelsesområder (gennemsnit for kvadrater på 25 ha; alle værdier skaleret fra 0=minimum – 1=maksimum)



Her blev der dog taget flere variabler med. Figuren viser, at de tre landbrugsklasser adskiller sig betydeligt fra hinanden mht. til data fra småbiotopsmonitoringen:

- 1) Ikke kunstvandet landbrugsareal er kendetegnet ved den største gennemsnitlige markstørrelse og den højeste arealprocent med arealer i omdrift.
- 2) Komplekse dyrkningsmønstre har den højeste heterogenitet og den største tæthed af linieelementer som hegn og markskel samt vandløb.
- 3) Endelig er områder med blandet landbrug og natur kendetegnet ved den højeste andel af arealer udenfor omdrift og af trædække.

På denne måde kan der på frugtbar vis dokumenteres sammenhæng mellem de meget forskellige skalaniveauer, idet skalaen for småbiotopmonitoring kan anvendes til systematiske studier af de strukturelle og udviklingsmæssige forskelle indenfor CORINE-klasserne, mens CORINE-niveauet kan levere materiale til en stratificering af småbiotopmonitoringen, der kan være relevant ved sammenlignende analyser på regionalt, nationalt og især europæisk niveau.

Da der indenfor de 12 områder, hvor der er indsamlet data for arealændringer fra 1991 til 2001, ikke er sket ændringer i CORINE kortlægningen i perioden fra 1990 til 2000, har

det ikke været muligt direkte at sammenligne ændringer i CORINE med ændringer i småbiotopsmonitoringen. Dog har det været muligt at se på ændringer i data fra småbiotopmonitoringen fra 1991 til 2001 indenfor de enkelte CORINE klasser, hvilket er vist i tabel 5.

Tabel 5: Ændringstræk fra småbiotopskortlægningen fra 1991 til 2001 for landbrugsrelaterede arealklasser i CORINE klassifikationen på andet niveau for 31 undersøgelsesområder (gennemsnitlig ændring i procent for kvadrater på 25 ha)

småbiotops -data CORINE klasser	heterogenitet (HIX)	gennemsnitlig markstørrelse	arealprocent i omdrift	arealprocent udenfor omdrift (inkl. brak)	arealprocent trædække	tæthed af levende hegn og markskel
ikke kunstvand landbrugsareal	11,69%	5,12%	-16,19%	89,90%	12,24%	3,24%
blandet landbrug og naturområder	7,24%	-0,63%	-9,26%	41,62%	19,76%	8,27%

Indenfor de 12 områder er der kun repræsenteret de to CORINE klasser 'ikke kunstvand landbrugsareal' og 'områder med blandet landbrug og natur'. De to klasser adskiller sig på en karakteristisk måde fra hinanden mht. ændringer registreret gennem småbiotopmonitoringen:

- 1) Ikke kunstvand landbrugsareal er karakteriseret ved en højere stigning i heterogenitet, en stigning i gennemsnitlig markstørrelse, et større fald i arealer i omdrift og en større stigning i arealer udenfor omdrift.
- 2) Blandet landbrug og natur er karakteriseret af et let fald i gennemsnitlig markstørrelse, en større stigning i arealer med trædække og en større stigning i tætheden af levende hegn og markskel.

Selvom CORINE klasserne ikke har ændret sig er der altså sket betydelige ændringer indenfor disse arealer. Disse ændringer har dog ikke været store nok til, at selve CORINE klasserne har ændret sig.

15. Litteratur, incl. publikationer om opbygning og anvendelse af småbiotopdatabasen

Agger, P., Andersen, et al. (1987). Morænelandskabets marginaljorder - småbiotoper, flora og fauna, bynære marginaljorder og friluftsliv. Skov- og Naturstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen: 294.

Agger, P. and J. Brandt (1984). Registration methods for studying the development of small- scale biotope structures in rural Denmark. Proceedings of the first international seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning of the International Association for Landscape Ecology IALE. J. Brandt and P. Agger. Geo-Ruc, Geo-Ruc. **II**: 61-72.

Agger, P. and J. Brandt (1988). "Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes." Landscape Ecology **1**(4): 227-240.

Biotopgruppen:, P. Agger, et al. (1986). Udviklingen i agerlandets småbiotoper i +st-danmark. Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi, Roskilde Universitetscenter, Institut for Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi, Roskilde Universitetscenter.

Biotopgruppen:, P. Agger, et al. (1982). Biotopmonstrets betydning for forekomsten af vilde dyr og planter - en o-teoretisk synsvinkel. Institut for Geografi, samfundsanalyse og datalogi, RUC, Institut for Geografi, samfundsanalyse og datalogi, RUC.

Bloch-Pedersen, M., J. Brandt, et al. (2006). "Integration of European habitat monitoring based on plant life form composition as an indicator of environmental change and change in biodiversity. ." Danish Journal of Geography **106**(2): 41-54.

Brandt, J. (1982). "Bedriftsstørrelsen som indikator for udviklingen i linieformede småbiotoper i agerlandet." Friske forskningsresultater fra Inst.f.Geografi, Samfundsanalyse og Datalogi: 12.

Brandt, J. (1987). "Småbiotoper og marginaljorder." Geogr.Orient. **1987**: 65-69.

Brandt, J. (1990). Perspectives on the study of marginal land and biotopes in intensively used agricultural landscapes. some principal remarks on the contribution to the collaborative program, Joint research Centre, Joint research Centre.

Brandt, J. (1991). Land use, landscape structure and the dynamics of habitat networks in danish agricultural landscapes, French and Ukrainian MAB Committee, UNESCO, French and Ukrainian MAB Committee, UNESCO.

Brandt, J. (1993). Landskabets betydning for biodiversiteten. Ekstensiv planteproduktion. C. a. S. r. Anders. Foulum, Statens planteavlfsforsøg: 65-71.

- Brandt, J. (1994). Anvendelse af biodiversitet som aktuelt norm- og værdisæt ved landskabsplanlægning og -forvaltning, Forskningsrådene, Forskningsrådene.
- Brandt, J. (1994). Småbiotopernes udvikling i 1980'erne og deres fremtidige status i det åbne land. Marginaljorder og landskabet - marginaliseringsdebatten 10 år efter. J. Brandt and J. Primdahl. København, FSF. Forskningsserien. Nr. 6. **6**: 21-49.
- Brandt, J. (1995). "Ecological networks in danish planning." Landschap **12**: 63-76.
- Brandt, J. (1995). "Ecological networks in Denmark." Landschap **95**(2): 63-76.
- Brandt, J. (1996). "Dispersal corridors in danish regional planning." Ecológia (Bratislava) **15**: 79-87.
- Brandt, J. (1996). "Dispersal corridors in Danish regional planning." Journal for ecological problems of the biosphere **15**(1): 77-85.
- Brandt, J. (1996). Trivial nature has become popular: don't leave it to conservation authorities alone. Ecological and landscape consequences of land use change in Europe. R. H. G. Jongman, Tilburg The Netherlands: 52-63.
- Brandt, J. (1996). "Værdier i landskabet." Landskabsøkologiske skrifter **5**: 63-71.
- Brandt, J. (1998). Key concepts in Landscape Ecology, Preston, IALE.
- Brandt, J. (2004). Can the rural landscape survive? Living in the rural Europe. Proceedings from the IX. International Conference on Culture and Environment. November 25th - 27th, 2004, Banská Štiavnica, UNESCO CHAIR for Ecological Awareness and Sustainable Development, TU Zvolen, Slovakia.
- Brandt, J. (2004). Land Use Changes in the Progression Landscape. Proceedings from the German IALE-yearly meeting 2003. U. Steinhardt. Eberswalde. **Forthcoming**.
- Brandt, J. and P. Agger (1988). The influence of eec-agricultural policy on the conditions for development of biotope structures in rural landscapes - some danish experiences. Connectivity in landscape ecology. Schreiber. Münster, FRG, K.-H. Schreiber: 219-221.
- Brandt, J. and Bramsnæs (1988). "Efterlysning: sammenhængende lokal landskabsforvaltning." Byplan **1988**: 94-98.
- Brandt, J., R. G. H. Bunce, et al. (2002). "General principles of monitoring land cover change based on two case studies in Britain and Denmark." Landscape and Urban Planning **62**: 37-51.

Brandt, J., E. Holmes, et al. (2001). Integrated monitoring on a landscape scale - lessons from Denmark. Strategic landscape monitoring for the Nordic countries. G. Groom and T. Reed. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. **523**: 31-41.

Brandt, J., E. Holmes, et al. (1996). Småbiotoperne i det danske agerland 1991. Roskilde, Roskilde Universitetscenter. **3**: 1-153.

Brandt, J., E. Holmes, et al. (2002). Biodiversity and trees outside forests: The case of Denmark. Forest biodiversity - assessment approaches for Europe. J. Puumalainen, P. Kennedy and S. Folving. Ispra, Italy, European Commission. Joint Research Centre (DG JRC): 80-85.

Brandt, J., E. Holmes, et al. (2001). Urbanisation of the countryside - problems of interdisciplinarity in the study of rural landscape development. OpenRUIMTEfuncties onder VERSTEDELIIKINGSdruk, Ghent, Belgium, Flemish Min. of Environment.

Brandt, J. and E. W. Holmes (1995). Spatial indices for landscape ecology - possibilities and limitations, National Environmental Research Institute (NERI). NERI Technical Report, National Environmental Research Institute (NERI). NERI Technical Report.

Brandt, J., E. W. Holmes, et al. (1990). Design of a regional database for landscape-ecological studies. Institute for Geography and Computer Science, Roskilde University, Institute for Geography and Computer Science, Roskilde University.

Brandt, J., E. W. Holmes, et al. (1994). Monitoring 'small biotopes'. Ecosystem Classification for Environmental Management. F. Klijn. Dordrecht, Kluwer academic publishers: 251-274.

Brandt, J. and S. Jacobsen, Eds. (1998). Felthåndbog - Monitering af dansk landbrugslandskab. Roskilde Universitetscenter, Center for landskabsforskning.

Brandt, J. and Münier (1990). Mapping of land-use by sgeos data and management of marginalized agricultural land, Institute of Geography, Socio-economic analysis and Computer Science. Roskilde Universitetscenter.

Brandt, J., Mnnier, et al. (1992). The use of gis and sgeos data for landscape ecological classification and survey of changes in land use, marginal land, set aside areas and biotope patterns of agricultural landscapes, Inst. of Geography, Socio-economic analysis and Computer Science, Roskilde University Centre.

Brandt, J., Primdahl, et al. (1996). Rural land use and landscape dynamics - analysis of driving factors in time and space. Krönert. Paris, UNESCO.

Brandt, J. and J. Primdahl (1991). "Landskabsøkologi." Ugeskrift for jordbrug **136**: 655-659.

Brandt, J. and J. Primdahl (1996). CAP, nature conservation and physical planning. CAP and the regions. Building a Multidisciplinary Framework for the Analysis of the EU Agricultural Space. I. Bowler and C. Laurent, Institut National de la recherche Agronomique: 177-186.

Brandt, J. and H. Vejre (2002). Multifunctional landscapes - motives, concepts and perspectives. Multifunctional Landscapes. J. Brandt and H. Vejre. London, WITpress. **1**: 1-44.

Brandt, J. and H. Vejre, Eds. (2003). Multifunctional landscapes - monitoring, diversity and planning, WITpress.

Bunce, R. G. H., G. B. Groom, et al., Eds. (2005). Handbook for surveillance and monitoring of European habitats. EU FP5 Project EVK2-CT-2002-20018. Wageningen.

Bunce, R. G. H., M. J. Metzger, et al. (2007). "A Standardised Procedure for Surveillance and Monitoring European Habitats." Landscape Ecology **Forthcoming**.

Christiansen and Nielsen (1991). Småbiotopkortlægning ved anvendelse af digitale luftfotos. Institut for geografi, samfundsanalyse og datalogi, Roskilde Universitetscenter, Institut for geografi, samfundsanalyse og datalogi, Roskilde Universitetscenter: 160.

Corine. (1995, 1995///). "CORINE landcover." ESA, from www.eea.eu.int.

Fjellstad, W. J., W. E. Dramstad, et al. (2001). "Heterogeneity as a measure of spatial pattern for monitoring agricultural landscapes." Norwegian Journal of Geography **55**: 71-76.

Forman, R. T. T. and M. Godron (1986). Landscape Ecology, Wiley & Sons.

Gustavson, E. J. and G. R. Parker (1992). "Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern." Landscape Ecology **7**: 101-110.

Holmes, E. and J. Brandt (1995). Spatial indices for landscape ecology - possibilities and limitations. F. Skov, J. Komdeur and G. Fry, NERI. **131**: 89-93.

Holmes, E., J. Brandt, et al. (1998). VLBs landskabsdatabase: Landskabsdata, scenarioteknik og visualisering. Arbejdspapir nr. 10, Center for Landskabsforskning. RUC.

Holmes, E. and J. Brandt (1995). Spatial indices for landscape ecology - possibilities and limitations. F. Skov, J. Komdeur and G. Fry, NERI. **131**: 89-93.

Levin, G., (2005). Analysing the complexity of landscape dynamics in Danish agricultural landscapes 1954 - 2002. Presentation at the European IALE Congress. Faro, Portugal

Levins, R. (1975). Evolution in Communities near Equilibrium. Ecology and Evolution of Communities. M. L. Cody and J. M. Diamond. Cambridge, The Belknap Press of Harvard University: 16-51.